SEE
FOLLOWING
NOTE

VOIR
NOTE
CI-APRÈS

PARTS OF THE ORIGINAL DOCUMENT

ARE OF POOR REPRODUCTIVE QUALITY

CERTAINES PARTIES DU DOCUMENT ORIGINAL

SONT DE PIÈTRE QUALITÉ DE REPRODUCTION

Le Conseil consultatif de l'environnement

Avis sur les fluorures d'origine industrielle dans l'environnement québécois

Québec

88-03409/

TOME 1

FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE DANS L'ENVIRONNEMENT QUÉBÉCOIS

Avis du

Conseil consultatif de l'environnement

au

ministre de l'Environnement du Québec

Gouvernement du Québec

Septembre 1986

MANDAT ET OBLIGATIONS DU CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT

"8. Le Conseil doit donner son avis au ministre sur toute question que celui-ci lui soumet relativement aux sujets visés par la présente loi.

Il peut aussi, de sa propre initiative ou à la demande de personnes ou de groupes, formuler un avis sur les politiques en matière d'environnement.

Il peut, à ces fins, entreprendre les études nécessaires.

9. Le Conseil doit communiquer au ministre les constatations qu'il a faites et les conclusions auxquelles il arrive et lui faire les recommandations qu'il juge appropriées.

Le Conseil peut rendre public tout avis formulé en vertu du deuxième alinéa de l'article 8 et toute étude afférente, soixante jours après l'avoir transmis au ministre".

(Extraits de la Loi sur la qualité de l'environnement)

LISTE DES MEMBRES DU CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT

Marcel Junius, président
Germaine Brassard-Dumas
Régent Brosseau
J.-Benoît Bundock
Domingos de Oliveira
Charles D. Mallory
Gisèle Pellerin
Claudette Villeneuve
Trois postes vacants

PROFESSIONNELS DU SECRÉTARIAT

Robert Carpentier, conseiller scientifique
Benoît Gauthier, conseiller scientifique
Lucien Paquin, conseiller et recherchiste
Camille Rousseau, secrétaire

Conseil consultatif de l'environnement

3e trimestre 1986
ISBN 2-550-16629-9

Gouvernement du Québec
Conseil consultatif
de l'Environnement

Bureau du président

Québec, le 2 septembre 1986

Monsieur Clifford Lincoln
Ministre
Ministère de l'Environnement
3900, rue Marly
Sainte-Foy (Québec)
G1X 4E4

Monsieur le Ministre,

J'ai l'honneur de vous transmettre l'avis du Conseil portant sur les fluorures dans l'environnement industriel québécois.

Les études et les consultations préalables qui ont conduit à la rédaction de cet avis sont la réponse du Conseil à la demande qui nous a été exprimée par le Comité d'Environnement d'Alma et à celle du Conseil régional de l'environnement du Saguenay - Lac Saint-Jean - Chibougamau. Ces demandes des citoyens nous ont incités à investiguer en premier lieu le secteur industriel pour mieux saisir le phénomène des émissions des fluorures et de leur impact sur l'environnement. Considérant que le Québec se situe parmi les plus grands producteurs d'aluminium dans le monde, le Conseil a estimé devoir donner suite à ces demandes.

En effet, l'avis que nous vous soumettons, s'attache à dresser une première synthèse de la situation environnementale qui prévaut au Québec quant aux émissions industrielles des fluorures. Il se place dans le contexte des effets provoqués sur l'environnement par l'industrie, mais plus spécialement par la production d'aluminium dans les usines déjà installées sur notre territoire. Il s'inscrit aussi naturellement dans la perspective des impacts dus à l'implantation de nouvelles alumineries.

800, d'Youville, 19e étage, Québec G1R 3P4 Tél.: (418) 643-3818

Cet avis, dès lors, se présente comme une première évaluation environnementale de ce secteur industriel. Cette synthèse mériterait d'être poursuivie et élargie par des recherches conjointes et continues de l'industrie et du monde scientifique.

Enfin, nous vous recommandons d'associer le public à cette démarche pour que soit enrichie la réflexion et que cette nouvelle approche environnementale soit appréciée dans toutes ses composantes.

Cette façon de faire vous permettra de prendre alors, en toute connaissance de cause, les décisions qui s'imposent en ce domaine.

Veuillez agréer, Monsieur le Ministre, l'expression de mes sentiments les meilleurs.

Le président,

Marcel Junius

RÉSUMÉ

En 1983, le Conseil consultatif de l'environnement recevait deux demandes d'avis d'organismes environnementaux du Saguenay - Lac Saint-Jean relatifs à la fluoruration de l'eau de consommation et aux émanations de fluorures par les industries. Après diverses consultations (tome 3), le Conseil décidait, dans un premier temps, d'étudier les émissions industrielles de fluorures dont celles provenant des sept alumineries et de l'usine de phosphore élémentaire de Varennes.

Pour ce faire, le Conseil a examiné la réglementation de 24 gouvernements dans le monde en ce qui concerne l'air ambiant, les émissions atmosphériques, le fourrage, les effluents industriels. Il s'est aussi penché sur la nouvelle réglementation québécoise relative aux déchets dangereux.

Puis, dans le but d'évaluer les impacts des fluorures sur l'environnement, le Conseil a apporté une attention particulière à l'examen de quatre dossiers industriels canadiens (Port Maitland, Long Harbour, Kitimat, Massena - Saint-Régis; tome 2). Les impacts décrits concernent: la santé publique, la végétation, la faune, le sol et l'écosystème.

Depuis le début des années 1980, les anciennes alumineries québécoises se sont modernisées et de nouvelles unités de production se sont installées. Néanmoins, le secteur de l'aluminium est responsable de plus de 91 % des émissions de fluorures dans l'environnement québécois. Les différentes sources d'émissions fluorurées d'un complexe d'électrolyse de l'alumine sont passées en revue, à savoir: salles de cuves, brasques, fours de cuisson d'anodes, usine de récupération de cryolithe, usine de fluorures d'aluminium. Les mesures de protection de l'environnement sont également présentées. Malgré une diminution marquée des émissions industrielles de fluorures ces dernières années, les quantités rejetées continuent d'être appréciables. Le Conseil en arrive à esquisser une première évaluation environnementale d'ensemble des fluorures d'origine industrielles dans l'environnement québécois.

Finalement, le présent document synthèse renferme une série de recommandations portant sur la santé publique, l'air, la végétation et la neige, les effluents, les déchets/résidus, l'utilisation du sol, la recherche et la participation du public. Le Conseil estime qu'elles seront susceptibles de contribuer à l'amorce d'une approche plus intégrée en matière d'assainissement industriel.

REMERCIEMENTS

Le présent avis du Conseil n'aurait pu voir le jour sans la collaboration étroite des organismes suivants:

Comité d'environnement d'Alma
Compagnie ERCO Ltée (Varennes)
Conseil régional de l'environnement du Saguenay - Lac Saint-Jean - Chibougamau
Département de Santé communautaire (DSC) de Chicoutimi
Département de Santé communautaire (DSC) de Roberval
Ministère de l'Environnement du Canada
Ministère de l'Environnement du Québec
- Direction générale du milieu terrestre
- Direction générale du milieu atmosphérique
- Direction des études du milieu aquatique
- Direction régionale du Saguenay et du lac Saint-Jean
- Direction régionale de la Côte Nord

Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec
M. Pierre J. Morin, CLSC, Lotbinière-Ouest
M. Marcel Ouellet, INRS-Eau
Société d'électrolyse et de Chimie Alcan Ltée
Société canadienne des métaux Reynolds Ltée
Union des producteurs agricoles (UPA) du Saguenay - Lac Saint-Jean

Le Conseil tient également à souligner le travail accompli par un stagiaire de l'Université du Québec à Montréal, monsieur Alain Sauriol. Son étude sur les fluorures industriels reliés à quatre cas canadiens constitue l'essentiel du tome 2 publié en même temps que le présent avis.

Le Conseil désire aussi remercier messieurs Laurent Tessier, ex-directeur de l'Environnement à Alcan, Jean R. Marier, ex-chercheur au Conseil national de recherches du Canada, et Gérard Houle, Direction de l'assainissement de l'air du ministère de l'Environnement du Québec, qui ont lu une version quasi définitive de l'avis et lui ont apporté des commentaires judicieux.

TABLE DES MATIÈRES

	Pages
LETTRE DE PRÉSENTATION	i
RÉSUMÉ	iii
REMERCIEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES	ix
1. INTRODUCTION	3
1.1 Requêtes des citoyens	3
1.2 Objet de l'avis	4
1.3 Problématique	4
1.4 Développement de l'avis	5
2. INVENTAIRE DES SOURCES DE FLUORURES	9
2.1 Chimie du fluor	11
2.2 Sources naturelles	12
2.3 Sources technologiques	14
3. SYNTHÈSE DES RÉGLEMENTATIONS INTERNATIONALES RÉGISSANT LES FLUORURES INDUSTRIELS	17
3.1 Historique des législations	21
3.2 Problématique de la réglementation	25
3.3 Inventaire international des normes régissant les fluorures d'origine industrielle	27

Pages

3.3.1 Air ambiant 31
3.3.2 Émissions atmosphériques 35
3.3.3 Fourrage 40
3.3.4 Effluent industriel 43
3.3.5 Déchets 45

3.4 Détermination des normes minimales 47

4. ÉVALUATION DES EFFETS DES FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE SUR L'ENVIRONNEMENT: SYNTHÈSE DES CAS CANADIENS 53

4.1 Aspects généraux 56

4.1.1 Motifs des enquêtes 57
4.1.2 Composition des commissions 57
4.1.3 Nature des contaminants 58
4.1.4 Sources des contaminants 59
4.1.5 Historique des sources 60
4.1.6 Volume des émissions de fluorures 60
4.1.7 Réglementations touchant l'usine 67

4.2 Impacts des émissions 70

4.2.1 Santé publique 71
4.2.2 Végétation 79
4.2.3 Faune 88
4.2.4 Sol 96
4.2.5 Écosystème 101

5. SITUATION AU QUÉBEC 109

5.1 Aperçu général 112

Pages

5.1.1 Unités physiographiques 112
5.1.2 Climat 117
5.1.3 Utilisation du territoire 119

5.2 Émissions industrielles de fluorures 123

5.2.1 Procédé de métallurgie de l'aluminium 124
5.2.2 Différentes sources d'émissions fluorurées d'un complexe d'électrolyse de l'alumine 126
5.2.3 Mesures de protection de l'environnement 131

5.2.3.1 Émissions atmosphériques des salles de cuves 132
5.2.3.2 Émissions atmosphériques des fours de cuisson d'anodes 137
5.2.3.3 Effluents liquides 138
5.2.3.4 Déchets solides 141
5.2.3.5 Bilan 146

5.2.4 Quantités émises dans l'environnement 147

5.2.4.1 Émissions en fonction de la production 147
5.2.4.2 Émissions atmosphériques décennales et annuelles 154
5.2.4.3 Concentrations de fluorures gazeux dans l'air ambiant 161
5.2.4.4 Concentrations dans le fourrage 164
5.2.4.5 Charges dans les effluents 168
5.2.4.6 Déchets solides 173
5.2.4.7 Bilan 177

5.3 Impact de la présence de fluorures industriels dans l'environnement 178

5.3.1 Santé publique 179

Pages

5.3.2 Végétation 180
5.3.3 Faune 187
5.3.4 Sol 191
5.3.5 Biens matériels 192
5.3.6 Écosystème 192

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 195

6.1 Santé publique 199
6.2 Air ambiant et émissions atmosphériques 200
6.3 Végétation et neige 200
6.4 Effluents 201
6.5 Déchets et résidus 201
6.6 Utilisation du sol 202
6.7 Recherche 203
6.8 Participation du public 203

7. RÉFÉRENCES 205

APPENDICE 217

LISTE DES TABLEAUX

		Pages
Tableau 1.	Liste des pays étudiés en fonction de leurs réglementations vis-à-vis les fluorures d'origine industrielle	20
Tableau 2a.	Objectifs et normes internationales à l'exclusion de l'Amérique du Nord régissant les fluorures selon quatre grands secteurs: air ambiant, émissions atmosphériques, fourrage et effluents industriels	28
Tableau 2b.	Objectifs et normes américaines régissant les fluorures selon quatre grands secteurs: air ambiant, émissions atmosphériques, fourrage et effluents industriels	29
Tableau 2c.	Objectifs et normes canadiennes régissant les fluorures selon quatre grands secteurs: air ambiant, émissions atmosphériques, fourrage et effluents industriels	30
Tableau 3.	Objectifs préconisés en 1976 pour l'acide fluorhydrique (HF) dans l'air ambiant par Environnement Canada	32
Tableau 4.	Objectifs de qualité de l'air ambiant proposés en 1974 par le Québec pour les fluorures gazeux	33

Pages

Tableau 5. Objectifs, critères ou normes les plus sévères sur les fluorures d'origine industrielle en fonction des grands secteurs de réglementation 48

Tableau 6. Émissions de fluorures d'origine industrielle à Port Maitland, Long Harbour, Kitimat et Massena 62

Tableau 7. Objectifs et normes touchant les sources d'émissions industrielles de fluorures à Port Maitland, Long Harbour, Kitimat et Massena 69

Tableau 8. Résultats des tests d'urine et de l'examen dentaire à Port Maitland, Long Harbour et Saint-Régis 76

Tableau 9. Concentrations de fluorures dans les plantes à Port Maitland, Long Harbour, Kitimat et Saint-Régis 86

Tableau 10. Seuil de tolérance en fluorures dans le régime alimentaire des animaux domestiques .. 90

Tableau 11. Accumulation des fluorures chez les vertébrés terrestres 93

		Pages
Tableau 12.	Les huit plus importantes sources d'émissions industrielles fluorurées au Québec: aperçu général	114
Tableau 13.	Les huit plus importantes sources potentielles d'émissions fluorurées au Québec: caractéristiques industrielles	120
Tableau 14.	Mesures de protection de l'environnement en vigueur dans les alumineries québécoises ..	134
Tableau 15.	Niveaux des émissions durant le démarrage d'une cuve à Bécancour	136
Tableau 16.	Taux d'émissions atmosphériques en fluorures des alumineries québécoises	149
Tableau 17.	Production d'aluminium, quantités et taux d'émissions atmosphériques de fluorures totaux (Ft) au Québec depuis 1940	155
Tableau 18.	Émissions de fluorures totaux annuels et journaliers pour l'année 1981 et 1985 aux alumineries québécoises, à l'exception de La Baie et Bécancour	159

		Pages
Tableau 19.	Concentration moyenne de fluorures gazeux dans l'air ambiant au voisinage des sources industrielles québécoises	162
Tableau 20.	Charges en fluorures des effluents industriels	170
Tableau 21.	Quantités de déchets et/ou résidus d'écume, de brasques et d'anodes des alumineries québécoises (tonne/an)	175
Tableau 22.	Teneur en fluor dans la végétation arborescente coniférienne de la région de Baie-Comeau	183
Tableau 23.	Teneur en fluorures dans le squelette des bestiaux de la ferme Mistook, Alma, Québec	188

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Émissions de fluorures des nouvelles alumineries	37
Figure 2.	Principaux facteurs qui déterminent l'action et le cheminement des fluorures dans une plante	82

		Pages
Figure 3.	Cycle des fluorures dans la biosphère	102
Figure 4.	Localisation des principales sources industrielles d'émissions fluorurées	113
Figure 5a.	Localisation des alumineries d'Alma, Baie-Comeau, Jonquière et La Baie	121
Figure 5b.	Localisation des alumineries de Shawinigan, Bécancour, Melocheville et de l'usine de phosphore élémentaire à Varennes	122
Figure 6.	Procédé électrolytique permettant la production industrielle d'aluminium	125
Figure 7.	Évolution de la production d'aluminium et des émissions de fluorures totaux pour l'ensemble des usines d'électrolyse québécoises	157
Figure 8.	Teneur en fluorures contenus dans le fourrage aux environs des installations d'Isle-Maligne et de Jonquière	165
Figure 9.	Teneur en fluorures contenus dans le fourrage aux environs des installations de Shawinigan et Beauharnois	166

"Un nénuphar qui double chaque jour sa superficie doit envahir un lac en 30 jours. Les riverains se disent; lorsque le nénuphar aura couvert la moitié du lac, on se mettra à l'oeuvre. Or il arrive que le nénuphar couvre la moitié du lac le 29^{e} jour. Et il est trop tard pour passer à l'action".

(Parabole du 29^{e} jour)

CHAPITRE 1. INTRODUCTION

1. INTRODUCTION

1.1 Requêtes des citoyens

Le 31 août 1983, le Conseil consultatif de l'environnement du Québec était saisi d'une demande d'avis du Comité d'environnement d'Alma concernant le programme de fluoruration dentaire topique en milieu scolaire, actuellement appliqué sur le territoire de la municipalité d'Alma. De plus, cet organisme demandait d'entreprendre

> "des études à tous les niveaux de l'écosystème, afin d'établir si, oui ou non, les émissions atmosphériques constantes des fluorures résiduels en quantité excédentaire au Saguenay - Lac Saint-Jean, peuvent avoir des répercussions à long terme sur l'état de santé des populations qui habitent cette région".

D'autre part, le 12 octobre 1983, le Conseil régional de l'environnement du Saguenay - Lac Saint-Jean - Chibougamau déposait à son tour, auprès du Conseil, une requête d'étude sur les fluorures. Plus précisément, il demandait de proposer de nouvelles normes sur les émissions industrielles de fluorures en fonction de la santé de la population régionale; cette requête abordait aussi le programme de fluoruration des eaux de consommation mis de l'avant par le ministère des Affaires sociales.

Pendant plusieurs mois, le Conseil a pris en délibération ces deux demandes d'avis. Il jugea alors pertinent de tenir des rencontres privées d'abord avec les requérants en vue d'obtenir des précisions sur la nature de leurs demandes. Par la suite, il rencontra successivement des représentants du ministère de l'Environnement du Québec, des Affaires sociales, de l'Environnement du Canada, de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée de même que monsieur Pierre J. Morin, un des spécialistes en ce domaine. Finalement, le 29 mars 1984, le Conseil décidait d'entreprendre une étude sur les fluorures dans l'environnement québécois. Celle-ci devrait comprendre en premier lieu un volet sur les émissions industrielles et subséquemment, un autre sur la fluoruration des eaux de consommation.

Depuis sa création, le Conseil a travaillé sur l'un et l'autre de ces volets relatifs aux fluorures. Ainsi, en 1975, le Conseil remettait un avis au ministre de l'Environnement sur les "conséquences écologiques de la fluoruration de l'eau au Québec". Ce document proposait alors d'analyser les conséquences possibles de la fluoruration obligatoire des eaux de consommation du Québec sur les animaux (autres que l'homme) et les végétaux. Puis en 1976, le Conseil déposait un second avis portant sur le "projet d'une deuxième zone industrielle à Saint-Augustin et à Neuville". L'implantation prévue d'une aluminerie dans cette zone industrielle lui a alors permis de se pencher quelque peu sur le dossier des fluorures d'origine industrielle. À nouveau, en 1977, le Conseil formulait des propositions d'études concernant les impacts environnementaux de la fluoruration de l'eau potable.

1.2 Objet de l'avis

Dès la reprise du dossier en 1983, l'examen sommaire de la situation effectué par le Conseil devait lui révéler l'existence d'une double problématique. De même, les demandes d'études sur les fluorures reposaient sur deux aspects bien distincts à savoir: les émissions industrielles de fluorures et le programme de fluoruration des eaux de consommation. Le Conseil était aussi bien conscient que ce problème des fluorures requérait d'être étudié sous tous ses aspects; mais devant la diversité et l'ampleur des informations disponibles sur les fluorures pour l'un et l'autre sujet, il décidait dans un premier temps d'étudier exclusivement la situation des émissions industrielles de fluorures dans l'environnement québécois.

1.3 Problématique

Les fluorures d'origine industrielle sont présents depuis longtemps dans le milieu québécois, particulièrement dans les régions où sont localisées les alumineries. Les sources d'émissions sont à nouveau susceptibles d'augmenter. Aussi, le Conseil estime qu'il est grand temps d'ouvrir un débat sur l'impact des fluorures d'origine industrielle dans notre environnement.

La problématique principale de l'étude du Conseil se résume aux deux interrogations suivantes:

- Les normes québécoises régissant les émissions industrielles de fluorures sont-elles adéquates?

- Les fluorures émis de façon industrielle au Québec (principalement par les alumineries) causent-ils des impacts négatifs sur la santé publique, la végétation, la faune, le sol et les écosystèmes?

Voilà en bref les deux questions auxquelles le Conseil tentera d'apporter des éléments de réponse.

1.4 Développement de l'avis

Le présent avis s'articule autour d'une démarche en cinq points:

1- consultation auprès des différents intervenants;

2- synthèse des réglementations régissant les fluorures d'origine industrielle;

3- synthèse des cas industriels canadiens et de l'information scientifique;

4- analyse de la situation québécoise;

5- critique du rapport par des experts.

Le premier point a été réalisé tout au long de l'étude et a permis de cerner plusieurs éléments majeurs du dossier. Une partie de l'information ainsi obtenue est comprise dans les annexes du tome 3.

En deuxième lieu, l'examen des réglementations de 24 gouvernements permet de comparer et de situer la réglementation québécoise par rapport à la position d'autres législateurs.

Puis, dans le but d'évaluer les impacts des fluorures sur l'environnement, le Conseil s'est penché sur l'information disponible. En raison de la similitude entre les situations étudiées dans quatre régions du Canada et celle qui peut prévaloir au Québec, le Conseil a apporté une attention toute particulière à l'examen de quatre dossiers industriels (voir tome 2), soit à:

- Port Maitland, Ontario (Hall, 1968);
- Long Harbour, Terre-Neuve (CPHA, 1978)[1];
- Kitimat, Colombie britannique (Alcan Surveillance Committee, 1979);
- Massena et Saint-Régis, frontières Ontario - Québec - New York (Selikoff, 1983).

La synthèse des réglementations internationales régissant les fluorures (chapitre 3) et la synthèse des impacts sur la santé publique, sur la végétation, la faune, le sol et l'écosystème (chapitre 4) vont permettre d'une part d'évaluer les exigences et l'efficacité des réglementations québécoises et, d'autre part, d'apprécier les répercussions des fluorures sur l'environnement autour notamment des alumineries implantées au Québec (chapitre 5).

En dernier lieu, une version quasi définitive du présent avis fut soumise à un groupe de spécialistes. Ceux-ci ont annoté le manuscrit de nombreux commentaires. Par la suite, une rencontre avec chacun d'eux vint compléter l'analyse écrite.

À la lumière des informations compilées à chacune des étapes de sa démarche, le Conseil va être à même de tirer des conclusions et de

---

[1]Canadian Public Health Association (CPHA).

faire des recommandations à l'attention du ministre de l'Environnement concernant les rejets industriels de fluorures dans l'environnement québécois (chapitre 6).

Enfin, le Conseil tient à souligner qu'au cours de cette étude, il s'est inspiré de deux grands principes fondamentaux. Il s'agit de la protection de la qualité de l'environnement et de la qualité de la vie en général et, d'autre part, de la conservation rationnelle des ressources non seulement pour l'immédiat mais pour les générations futures.

CHAPITRE 2. INVENTAIRE DES SOURCES DE FLUORURES

2. INVENTAIRE DES SOURCES DE FLUORURES

Le fluor est universellement présent dans une grande variété de sols, dans l'eau, l'atmosphère, la végétation et les tissus animaux mais en raison de sa forte réactivité, on le retrouve sous une forme de composés que l'on dénomme sous le terme générique de fluorure[1] (Shupe, 1969).

Même si la présence naturelle des fluorures dans l'environnement ne fait aucun doute, l'industrialisation a occasionné une augmentation considérable de leurs concentrations dans les milieux récepteurs. C'est afin de connaître les impacts des fluorures d'origine industrielle sur l'environnement et ainsi de pouvoir évaluer la pertinence des normes régissant ces fluorures au Québec que le Conseil a entrepris la présente étude.

2.1 Chimie du fluor

Le fluor est un élément, c'est-à-dire une substance simple qui ne peut pas être décomposée en d'autres éléments jouissant de propriétés différentes. Son symbole chimique est F, son poids atomique de 19 et son nombre atomique est égal à 9. Le fluor est le premier élément du groupe des halogènes; à la température de la pièce, on le rencontre sous la forme d'un gaz jaune verdâtre, très toxique à respirer. Toutefois, on ne trouve jamais le fluor à l'état naturel sous sa forme moléculaire libre, car il est très réactif. Il est en effet le plus réactif des éléments non métalliques en raison de sa forte électronégativité. Il forme plutôt des composés avec presque tous les éléments et c'est sous cette forme qu'on le retrouve dans la nature.

Le fluor constitue un cas particulier dans le groupe des halogènes. Ainsi, en solution aqueuse, l'acide fluorhydrique (HF) est un acide faible tandis que HCl, HBr et HI sont des acides forts. HF est aussi différent des autres halogénures d'hydrogène (HCl, HBr, HI) quant à

---

[1] À l'exemple de plusieurs auteurs, le terme fluorure couvre toutes les formes combinées de cet élément, indifféremment de sa forme chimique, à moins qu'il se trouve une raison particulière d'être plus spécifique.

son action sur le verre. En effet, l'acide fluorhydrique (HF) ne peut être conservé dans les bouteilles de verre parce qu'il attaque la silice du verre alors que les autres acides du groupe ne posent aucun problème. Pour conserver les solutions de HF, il faut donc se servir de récipients en polyéthylène ou en cire. L'acide fluorhydrique liquide a aussi comme propriété de dissoudre de nombreux sels ainsi que des composés organiques.

L'acide fluorhydrique comme plusieurs autres fluorures gazeux (Fg) et particulaires (Fp) est miscible à l'eau, c'est-à-dire qu'il se dissocie au contact de l'eau pour prendre sa configuration ionique F^-.

Par ailleurs, une liaison très stable, la liaison fluor-carbone a donné naissance à une série de composés connus sous le nom de fluorocarbures. Beaucoup de ces fluorocarbures sont assez inertes et l'usage qui en est fait exploite cette propriété. Les fréons (CCl_3F et CCl_2F_2) sont très utilisés comme agents réfrigérants, particulièrement dans les réfrigérateurs domestiques et les appareils de climatisation d'air. Le fréon 12 (CCl_2F_2) a été employé comme véhicule propulseur dans les bombes aérosols, les crèmes à raser et autres produits de ce type; son emploi est maintenant interdit (BEST, 1980). Plus importants encore sont les polymères de fluorocarbures, tel le téflon (CF_2), qui sont utilisés comme récipients pour contenir des produits chimiques extrêmement corrosifs et qui servent à cimenter les joints des valves. Ses propriétés autolubrifiantes en font également un enduit pour diminuer l'adhérence des surfaces comme cela se fait pour les ustensiles de cuisine.

2.2 Sources naturelles

Les sources naturelles de fluorures dans l'environnement proviennent principalement des émanations volcaniques, des minerais, des sols, des eaux naturelles et des végétaux. Le fluor est un constituant des roches éruptives dont la désagrégation lente fournit cet élément aussi bien au sol qu'aux eaux marines et douces. Toutefois, l'insolubilité marquée de la plupart des composés naturels du fluor limitent

assez radicalement leur diffusion par les eaux (in Bundock et al., 1979).

Parmi les éléments chimiques qui composent la croûte terrestre, le fluor arrive au 13e rang pour son abondance (environ 0,08 %). Les principales concentrations de fluor dans les minéraux se retrouvent dans le fluorure de calcium ou spath fluor (CaF_2), la cryolithe (Na_3AlF_6), et la fluorapatite ($Ca_{10}F_2(PO_4)_6$) (National Academy of Sciences, 1971). La fluorapatite est principalement utilisée dans la fabrication d'engrais phosphatés alors que le spath fluor et la cryolithe servent dans l'industrie métallurgique comme fondants et interviennent à ce titre, surtout dans la métallurgie de l'aluminium.

Dans les sols, les concentrations naturelles de fluorures varient de moins de 20 ppm F[1] à plusieurs milliers de ppm F, les concentrations élevées se rencontrant dans les régions où l'on retrouve des gisements de phosphate ou des dépôts naturels de fluorures. En l'absence de tels gisements, les concentrations de fluorures dans le sol sont de l'ordre de 20 à 1000 ppm F (National Academy of Sciences, 1971).

Selon Weinstein (1977), les fluorures doivent être considérés comme des constituants naturels de l'atmosphère. Toutefois, la concentration de fluorures dans l'air est généralement très basse. Ainsi, dans une étude de Thompson et al. (1971), 88 % des échantillons urbains contenaient moins de 0,05 $\mu g/m^3$ (la concentration maximale mesurée étant de 1,89 $\mu g/m^3$) alors que pour des échantillons non urbains, le pourcentage était de 98,5 %. Exception faite de circonstances inhabituelles (par exemple l'activité volcanique), on peut supposer que tous les fluorures solubles décelés dans l'atmosphère en concentrations supérieures à 0,05 $\mu g/m^3$ sont d'origine anthropique (Rose et Marier, 1977). Il faut noter cependant que l'échantillonnage des fluorures dans l'atmosphère en vue de leur dosage s'avère relativement difficile étant donné leurs très basses concentrations.

Dans l'eau, la revue de la littérature effectuée par Smith (1983) concernant les concentrations naturelles de fluorures fournit les résultats suivants. L'eau de mer renferme de 1,2 à 1,4 ppm F total,

[1]Exprimé en équivalent fluor.

dont 50 % est lié au magnésium. Pour les eaux douces, les concentrations varient de zéro à 67 ppm F mais de façon habituelle, elles sont inférieures à 1 ppm F . Par exemple, les cours d'eau américains et québécois ont généralement des concentrations en fluorures inférieures à 0,5 ppm F. La très faible solubilité des minéraux qui renferment des fluorures limite grandement la diffusion de ceux-ci par les eaux; voilà pourquoi on ne trouve guère de fortes concentrations dans les eaux naturelles de surface. Les eaux souterraines sont plus concentrées. L'augmentation de fluorures y est toutefois limitée par la teneur en calcium: une concentration élevée en calcium a pour effet de réduire (par précipitation) la concentration de fluorures (Goulet et Frigon, 1980). Pour la pluie, les teneurs naturelles varient entre 2 et 20 ppb F avec une valeur moyenne de 8,1 ppb F (Barnard et Nordstrom, 1982). La majorité des fluorures présents en plus grande quantité dans les précipitations provient des activités humaines et peut représenter de ce fait un problème de pollution atmosphérique (Smith, 1983).

La part des fluorures de sources naturelles en regard des fluorures de sources industrielles, dans le bilan global des fluorures présents dans l'environnement, n'a pas été calculée (National Academy of Sciences, 1971). Toutefois des informations fragmentaires portent à croire que celle-ci s'avère de faible importance en Amérique. Par ailleurs, la prépondérance des concentrations de fluorures d'origine industrielle dans les problèmes de pollution incite le Conseil à procéder à un examen détaillé.

2.3 Sources technologiques

Les principales sources technologiques sont les alumineries, les usines de phosphore élémentaire, les usines d'engrais phosphatés, les briqueteries et les poteries, les cimenteries, les manufactures de verre et de fluorures, les raffineries de pétrole, les fonderies et les usines métallurgiques. Signalons aussi la combustion du charbon et l'utilisation des pesticides. De plus, les fluorures peuvent atteindre les humains par l'emploi de pâtes dentifrices et les animaux

par des suppléments vitaminiques minéralisés (National Academy of Sciences, 1971).

Les émissions de fluorures d'origine industrielle se présentent sous deux formes (BEST, 1980):

- des produits gazeux tels que l'acide fluorhydrique qui se dispersent sur plusieurs kilomètres;

- des substances solides, des poussières généralement très fines, solubles ou non dans l'eau, dont la grande majorité a tendance à retomber au sol près de l'usine.

Au Canada, 57 % des émissions industrielles de fluorures provenaient en 1972 des alumineries; suivaient dans l'ordre, les usines de phosphates (17 %), les sidérurgies (15,5 %) et la combustion du charbon (7,4 %) (Environnement Canada, 1976).

Au Québec, la source majeure d'émissions est l'industrie de l'aluminium avec 91 % des émissions industrielles de fluorures rejetées dans l'environnement québécois (Environnement Canada, 1976). L'origine de l'industrie québécoise de l'aluminium coïncide avec le début de la fabrication industrielle de ce métal. Les premiers lingots d'aluminium furent coulés en 1902 à Shawinigan. L'année 1926 marque cependant le début de la production massive d'aluminium au Québec avec l'entrée en service de l'usine d'Arvida. Puis, la croissance de la demande mondiale, engendrée par la Seconde Guerre mondiale, entraîna une augmentation des installations d'électrolyse au Québec. La capacité de production qui n'était que de 75 000 tonnes par an en 1939, passa à 500 000 tonnes en 1943 pour atteindre 904 000 tonnes en 1980.

Implantée au Québec depuis plus de 80 ans, l'industrie de l'aluminium connaît actuellement une nouvelle croissance de sa capacité de production. Des prévisions économiques annonçent une certaine stabilisation de la demande mondiale d'aluminium, mais la hausse des coûts

de production en particulier là où l'énergie est absente ou réduite devrait entraîner la fermeture d'usine dans plusieurs pays à l'avantage du Québec. En effet, avec une énergie électrique en abondance et des tarifs d'électricité fort avantageux, le Québec reste attrayant pour les investisseurs. L'accroissement de 110 000 t de la capacité de production de la compagnie Reynolds à Baie-Comeau, la construction par la société Alcan de la nouvelle usine à La Baie (171 000 t), la réalisation d'une aluminerie de 220 000 t à Bécancour par le groupe Péchiney - Alumax -SGF et les projets d'Alcan à Laterrière, de Kaiser à Sept-Îles et d'Alu-Suisse à Lauzon sont autant d'événements qui démontrent la capacité d'expansion de ce secteur d'activité économique. Il est prévu que d'ici 1990, la capacité de production passera de 904 000 tonnes métriques à 1 425 600 avec la mise en marche des alumineries à Baie-Comeau, Bécancour et Laterrière, soit une augmentation de la production de près de 60 %. Étant donné les risques environnementaux associés aux émissions de fluorures, ces industries doivent rencontrer depuis quelques années, certaines normes environnementales dans leur expansion et leur fonctionnement. Nous examinerons au chapitre suivant quelle est la nature de ces contraintes gouvernementales.

CHAPITRE 3. SYNTHÈSE DES RÉGLEMENTATIONS INTERNATIONALES RÉGISSANT LES FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE

3. SYNTHÈSE DES RÉGLEMENTATIONS INTERNATIONALES RÉGISSANT LES FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE

Afin d'évaluer la justesse des normes québécoises, le Conseil consultatif de l'environnement a entrepris l'étude de la législation internationale portant sur les fluorures. Seize pays, répartis sur quatre continents, ont fait l'objet d'une enquête. Une attention plus particulière a été apportée aux réglementations des 10 provinces canadiennes de même qu'à celles de 10 États de l'Est américain. Sur les 36 gouvernements ainsi étudiés, vingt-quatre possédaient une législation régissant les fluorures et de ce nombre, dix-sept avaient sur leur territoire une industrie de l'aluminium; c'est le cas notamment de la Colombie britannique et du Québec (tableau 1). Faisons aussi remarquer que trois pays d'Amérique du Sud: le Brésil, le Surinam et le Vénézuela, bien que possédant une industrie de l'aluminium, ne réglementent pas spécifiquement les émissions de fluorures (IPAI, 1981).

L'examen des différentes législations et réglementations de 24 gouvernements a permis de dégager quatre grands secteurs de normalisation, liés aux émissions de fluorures industriels:

- air ambiant;
- émissions atmosphériques;
- fourrage;
- effluents industriels.

Parmi ces quatre secteurs, deux visent directement le milieu atmosphérique, soit l'air ambiant et les émissions atmosphériques. De leur côté, les normes sur le fourrage servent à protéger le bétail d'une intoxication par les fluorures. Le dépassement des normes prescrites n'entraîne pas nécessairement de symptômes chez les plantes fourragères mais bien plutôt chez les animaux qui les consomment. Les plantes sont les seuls organismes touchés directement par la réglementation; elles servent ainsi de bioindicateurs de la présence des fluorures dans l'environnement. Par ailleurs, les normes sur les effluents industriels ont évidemment comme objectif de protéger le milieu aquatique.

TABLEAU 1. LISTE DES PAYS ÉTUDIÉS EN FONCTION DE LEURS RÉGLEMENTATIONS VIS-À-VIS LES FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE

	OBJECTIFS ET NORMES[1]	
	EXISTANTS	INEXISTANTS
EUROPE	**France** **Royaume-Uni** **Allemagne de l'Ouest** **Italie** **Pays-Bas** **Espagne** **Hongrie** **U R S S**	
ASIE	**Japon** **Corée du Sud**	
OCÉANIQUE	**Australie**	
AMÉRIQUE DU SUD		**Brésil** **Surinam** **Venezuela**
AMÉRIQUE DU NORD		
	États-Unis	
		Connecticut Maine Massachussetts New Jersey
	Vermont New Hampshire **New York** **Maryland** **Ohio** **Caroline du Nord**	
	Canada	
	Colombie britannique Alberta Saskatchewan Manitoba Ontario **Québec**	
		Nouveau-Brunswick Nouvelle-Écosse Île-du-Prince-Édouard
	Terre-Neuve	

[1]En foncé, entité politique qui possède une industrie de l'aluminium.

Sources: - IPAI, 1981.
- Environment Register, BNA, 1983.
- ECO/LOG, 1983.

De plus, le Québec (1985), à l'instar d'autres gouvernements, vient de se doter d'un règlement sur les déchets dangereux, y incluant les fluorures. Le Conseil en tiendra compte dans le présent avis sous la rubrique "déchets" sans toutefois réaliser une analyse comparative aussi poussée que pour les quatre autres secteurs ci-haut mentionnés.

3.1 Historique des législations

La majorité des interventions gouvernementales concernant les émissions de fluorures d'origine industrielle sont récentes et touchent surtout le milieu atmosphérique. Il apparaît utile de brosser un court historique de ces interventions afin de saisir la relative nouveauté de celles-ci et leurs fondements. Cela va aussi permettre de cerner l'évolution des actions gouvernementales en Amérique du Nord.

La première législation nord-américaine avait un objectif restreint d'assainir le milieu atmosphérique; elle fut édictée en 1881 dans les seules villes de Chicago et Cincinnati. Ces deux municipalités américaines exigeaient des réductions des émissions de fumée émanant des fournaises, considérant celles-ci comme des nuisances publiques. Il faut attendre l'année 1952 avant de voir promulguer la première législation d'un État américain, l'Orégon. De son côté, le gouvernement fédéral américain intervient dans le dossier en 1955 par l'adoption du "Air Pollution Control Act". Par la suite, les principales étapes de la législation fédérale américaine ont consisté en la mise en application en 1963 du "The Clean Air Act of 1963" et en 1970, du "The Clean Air Act Amendments of 1970" qui voit au même moment la création de l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA). La plus récente étape visant la protection du milieu atmosphérique est connue sous le nom de "The Clean Air Act Amendments of 1977" (Stern, 1982).

À chacune des interventions gouvernementales correspondent généralement des événements qui ont forcé le législateur à se pencher sur les problèmes de pollution de l'air. Ainsi, ce sont les épisodes de pollution à Donora, dans l'État de Pennsylvanie, et la présence de smog

à Los Angeles (Californie) dans les années quarante qui ont soulevé pour la première fois l'opinion publique américaine. La Californie, en particulier, ne pouvant assumer seule les frais de recherche nécessaire à la compréhension du problème, força le gouvernement central à intervenir. Cette intervention amena la loi de 1955. Puis, en 1962, quatre événements modifièrent la situation et incitèrent le gouvernement fédéral américain à promulguer la loi de 1963, soit:

- la publication du livre de Rachel Carson, le Printemps silencieux ("Silent Spring");

- le désastre causé par le smog londonien;

- la pollution de l'air à Birmingham, Alabama;

- la tenue à Washington du "Second National Conference on Air Pollution" devant plus de 1500 personnes.

Bien que le gouvernement fédéral américain ait promulgué divers règlements à partir de 1960, aucun de ceux-ci ne fut réellement controversé ou litigieux. Toutefois, en 1967, le monde industriel s'opposa à la mise en vigueur de normes régissant les sources stationnaires d'émissions (les alumineries, par exemple). Le dialogue devint encore plus ardu avec l'arrivée de l'EPA en 1970 (Stern, 1982).

Pour la première fois, en 1974, des normes sur les émissions de fluorures reliées directement à la production d'aluminium furent proposées par l'EPA. Celles-ci entrèrent en vigueur le 26 janvier 1976 (Smith et Hodge, 1979). Il n'existe cependant pas encore de normes nationales sur les fluorures gazeux dans l'air ambiant bien que les fluorures particulaires soient contrôlés à l'intérieur du "National Ambiant Air Quality Standards". Néanmoins, 12 États américains possèdent une réglementation spécifique aux fluorures contenus dans l'air ambiant, dont ceux de New york et du New Hampshire (Newman, 1984).

Au Canada, de par l'Acte de l'Amérique du Nord britannique, la qualité du milieu atmosphérique est de responsabilité provinciale, sauf pour trois exceptions (Powell et Wharton, 1982):

- les émissions provenant des installations fédérales (pénitencier, base militaire...);

- les émissions de contaminants atmosphériques qui mettent en danger la santé publique;

- les contaminants atmosphériques traversant les frontières internationales et dont il y a des raisons de croire que la santé, la sécurité et le bien-être des populations hors du pays sont en danger.

À remarquer que la deuxième exception ouvre toutes grandes les portes au gouvernement fédéral pour intervenir dans un champ de juridiction provinciale.

La première véritable législation canadienne sur le milieu atmosphérique est la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique (S.R.C. 1970, chap. 47), sanctionnée le 23 juin 1971. Cette loi a servi de base à l'élaboration et à la mise en place du programme national d'assainissement de l'air, qui dresse notamment la liste des contaminants atmosphériques. Ainsi, Environnement Canada préconisait en 1976 des objectifs pour l'acide fluorhydrique dans l'air ambiant. Cependant, ces objectifs n'ont jamais été entérinés suite aux objections de l'industrie et des gouvernements du Québec et de la Colombie britannique.

Le gouvernement fédéral visait deux objectifs par l'entremise de la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique (S.R.C. 1970, chap. 47) soit:

- promouvoir une approche uniforme du problème;

- assister les provinces dans le développement et l'application des législations appropriées.

En effet, avant 1971, les provinces du Nouveau-Brunswick, de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Colombie britannique et du Québec ne possédaient aucune législation sur la qualité de l'air. L'Alberta fut la première en 1961 à légiférer dans ce domaine, suivie de l'Ontario, de la Saskatchewan et de Terre-Neuve en 1967, puis du Manitoba en 1968. Devant les multiples démarches proposées par les provinces, le gouvernement fédéral a tenté d'uniformiser l'approche normative par une législation appropriée (Powell et Wharton, 1982).

Au début des années soixante, les actions du gouvernement québécois concernaient surtout

> "les problèmes ayant des effets aigus, c'est-à-dire ceux dont la manifestation est immédiate, qu'ils soient reliés à la santé de l'homme, à la végétation ou encore, aux biens matériels. On s'est également attaqué aux problèmes portant atteinte au confort de la population ou encore, facilement détectables par les sens, tels que les poussières ou les odeurs".

Toutefois, au début de la décennie soixante-dix,

> "les efforts se sont intensifiés pour améliorer ou maintenir la qualité de l'air partout au Québec, à un niveau acceptable en vue non seulement de protéger la santé, le bien-être et la sécurité de la population, mais aussi de protéger le milieu de vie de l'homme, y compris la vie animale, végétale et les biens". (Roy, 1979).

La première réglementation québécoise régissant les émissions des alumineries et les concentrations maximales de fluorures dans le fourrage destiné à l'alimentation des animaux ne fut sanctionnée que le 14 novembre 1979, malgré l'acuité du problème connu depuis plusieurs décennies (R.R.Q., c. Q-2, r. 20). Elle s'insérait dans le cadre de la Loi sur la qualité de l'environnement adoptée en 1972.

En 1979, le réseau québécois de contrôle de la qualité de l'atmosphère comprenait 160 postes d'échantillonnages, répartis dans 36 villes. Les fluorures gazeux étaient échantillonnés à sept postes ins-

tallés dans les villes de Jonquière (Arvida), Shawinigan, Beauharnois et Valleyfield.

À la lumière de ce bref historique des législations nord-américaines sur le milieu atmosphérique, il faut remarquer notamment la nouveauté des lois particulières à l'environnement. Quant aux restrictions visant spécifiquement les émissions de fluorures d'origine industrielle, elles surviennent quelques années après l'adoption d'une loi-cadre. C'est ainsi que la fin des années soixante et le début des années soixante-dix marquent véritablement l'essor des interventions gouvernementales en vue de protéger le milieu atmosphérique, soit de nombreuses années après la naissance et le développement de l'industrie de l'aluminium.

3.2 Problématique de la réglementation

Le rôle premier des normes touchant les émissions de fluorures est essentiellement de protéger la végétation, la vie animale, les biens matériels et finalement la santé humaine. Parmi les quatre secteurs de réglementation identifiés aux tableaux 2a, 2b, 2c, trois milieux récepteurs sont visés: l'air, le fourrage (par extension le bétail) et l'eau.

Pour arriver à ses fins qui sont d'assurer la qualité du milieu récepteur, le législateur rencontre une première série de difficultés. Ainsi la diversité des fluorures pose un épineux problème; ceux-ci peuvent en effet être présents sous la forme de fluorure de calcium, de fluorure de sodium, d'acide fluorhydrique, de tétrafluorure de silice... À ce propos, McCune (1969) rapporte que la diversité des fluorures, quant à leurs caractéristiques physiques et chimiques, implique une variabilité dans la phytotoxicité potentielle de ceux-ci sur la végétation. Aussi, dans l'élaboration d'une norme portant sur les fluorures, il importe de tenir compte des variations des impacts des différents composés de fluor sur des sujets divers, que ce soit l'homme, une plante, un animal, le sol ou un bien matériel.

De plus, si une norme existe, il faut pouvoir la faire respecter. Le problème est le suivant: une contamination excessive de l'atmosphère par les fluorures est relativement facile à reconnaître au niveau du milieu récepteur. Cependant, la direction des vents, l'humidité et une série d'autres facteurs atmosphériques, tous très variables, entraînent une distribution non uniforme des polluants (Shupe, 1969); ajoutez à cela les origines diverses des émissions de fluorures tant naturelles qu'industrielles. Il est donc toujours assez long d'identifier de façon certaine le responsable de la pollution, surtout si les sources d'émissions sont multiples.

Le législateur doit aussi s'interroger sur le choix de la stratégie d'intervention à utiliser pour protéger la qualité du milieu récepteur. Sur quel critère va-t-il élaborer sa norme? Sera-t-elle préparée en fonction de la production d'aluminium ou en fonction d'un maximum tolérable pour la végétation? la faune? l'écosystème?

Finalement, trois éléments indépendants du législateur viennent influencer fortement celui-ci lors de l'élaboration d'une norme:

- le niveau de connaissances scientifiques portant sur les impacts des fluorures sur l'écosystème, l'espèce humaine incluse;

- la technologie disponible dans le monde industriel pour réduire les émissions;

- les méthodes d'analyse des fluorures dans le milieu récepteur.

Mais règle générale, au fur et à mesure que les scientifiques identifient des concentrations sécuritaires, que des améliorations technologiques sont mises au point, que les méthodes d'analyse des fluorures dans le milieu se raffinent et que les exigences sociales se font plus fortes, les règlements se modifient. Tel est le constat que formule le Conseil à la suite de son expérience dans l'évaluation des réglementations.

3.3 Inventaire international des normes régissant les fluorures d'origine industrielle

L'inventaire international des normes régissant les fluorures permet de dresser un bilan d'ensemble des exigences réglementaires et de situer la position québécoise par rapport aux normes mises en vigueur par les divers gouvernements (tableaux 2a, 2b, 2c).

Le tableau 2a résume la situation internationale à l'exclusion de l'Amérique du Nord, le tableau 2b illustre celle des États-Unis et le tableau 2c, la position du gouvernement fédéral canadien ainsi que celle du Québec et de six autres provinces canadiennes. Les principales difficultés de l'inventaire résident dans la variété des unités de mesure exprimées ainsi que dans la nature des fluorures mesurés. Pour faciliter la compréhension des tableaux 2a, 2b, 2c, des unités de mesure uniformes ont été retenues. Lorsque la situation l'exigeait, des transformations furent effectuées pour assurer l'uniformité. Ainsi, les normes pour l'air ambiant sont exprimées en microgrammes par mètre cube ($_{\mu}g\ F/m^3$), celles des émissions atmosphériques en kilogramme de fluorures totaux par tonne d'aluminium produite (kg Ft/t Al) et celles du fourrage en partie par million (ppm F). Les unités de mesure ayant trait aux effluents industriels sont mentionnées cas par cas. Habituellement, plus la durée d'exposition est longue, plus la norme tend à être sévère et vice-versa.

Comme précisé précédemment, la nature des fluorures concernés rend l'analyse des textes réglementaires fort complexe. Par ailleurs, les différents règlements font mention, selon le pays examiné, de normes basées soit sur les fluorures gazeux (Fg), les fluorures particulaires (Fp) et/ou les fluorures totaux (Ft).

Malgré ces quelques difficultés, l'information compilée aux tableaux 2a, 2b et 2c fournit un outil de comparaison fort utile entre la réglementation québécoise et celle d'autres gouvernements.

TABLEAU 2A. OBJECTIFS ET NORMES INTERNATIONALES À L'EXCLUSION DE L'AMÉRIQUE DU NORD RÉGISSANT LES FLUORURES SELON QUATRE GRANDS SECTEURS: AIR AMBIANT, ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES, FOURRAGE ET EFFLUENTS INDUSTRIELS

	AIR AMBIANT			ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES		FOURRAGE			EFFLUENTS INDUSTRIELS	
GOUVERNEMENTS	OBJECTIFS ET NORMES ($\mu g/m^3$)[a]	DURÉE (moy.)	REMARQUES	OBJECTIFS ET NORMES (kg Ft/t Al)[b]	REMARQUES	OBJECTIFS ET NORMES (ppm F sur base sèche)	DURÉE	REMARQUES PORTANT SUR LA VÉGÉTATION	OBJECTIFS ET NORMES	REMARQUES
FRANCE				0,95 0,05	nouvelle usine salle des cuves pour la fabrication d'anodes					
ROYAUME-UNI				aucune norme précise	utilisation de la meilleure technologie antipollution					
ALLEMAGNE DE L'OUEST	2,0	30 min.	Fg	1,8 kg Fg						
ITALIE	16,4	24 h	F						6,0 mg/l	F
PAYS-BAS	10,0	24 h	Fg							
ESPAGNE	10,0	24 h	Fg							
HONGRIE	20,0 1,3	24 h 24 h	Fg zone protégée Fg zone fortement protégée							
U.R.S.S.	10,0	24 h	Fg							
JAPON				3000 $\mu g/m^3$ 1000 $\mu g/m^3$	émissions primaires Fg des cheminées émissions secondaires Fg des salles de cuves et toitures					
CURÉE DU SUD	800,		Ft	8000 $\mu g/m^3$	émissions F					
AUSTRALIE (VICTORIA)				20 000 $\mu g/m^3$	émissions Fg ancienne et nouvelle usine					

a: $\mu g/m^3$= microgramme par mètre cube
b: Kg Ft/t Al= kilogramme de fluorures totaux par tonne d'aluminium produite

SOURCES: - IPAI, 1981
- Smith et Hodge, 1979

TABLEAU 28. OBJECTIFS ET NORMES AMÉRICAINES RÉGISSANT LES FLUORURES SELON QUATRE GRANDS SECTEURS: AIR AMBIANT, ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES, FOURRAGE ET EFFLUENTS INDUSTRIELS

	AIR AMBIANT			ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES		FOURRAGE			EFFLUENTS INDUSTRIELS		
GOUVERNEMENTS	OBJECTIFS ET NORMES ($\mu g/m^3$)[a]	DURÉE (moy.)	REMARQUES	OBJECTIFS ET NORMES (kg Ft/t Al[b])	REMARQUES	OBJECTIFS ET NORMES (ppm F sur base sèche)	DURÉE	REMARQUES PORTANT SUR LA VÉGÉTATION	OBJECTIFS ET NORMES		REMARQUES
ÉTATS-UNIS (EPA)					nouvelle usine				moy.[c]	max.[d]	ancienne usine
				1,0 à 1,3	procédé Soderberg				1,0	2,0	pour juillet 1977
				0,95 à 1,25	procédé à anodes précuites				0,05	0,1	pour juillet 1984
				0,05	pour la fabrication d'anodes				0,025	0,05	nouvelle usine
NEW HAMPSHIRE	2,80	24 h	Fg								
	1,6	7 jr	Fg								
	0,8	1 m.	Fg								
NEW YORK					ancienne usine						
	3,7	12 h	Fg	2,5	procédé Soderberg	40[e]	période de végétation			*	idem États-Unis
	2,85	24 h	Fg	2,2	procédé à anodes précuites	60	période de 60 jrs				
	1,65	7 jr	Fg		nouvelles usines						
	0,8	1 m.	Fg	*	idem États-Unis	80	période de 30 jrs				
MARYLAND						35[f]	moy. sur 12 mois	Légumes de consommation: 20 ppm		*	idem États-Unis
						60	moy. sur 2 mois				
						80	moy. sur 1 mois	Arbres fruitiers, baies et autres récoltes commerciales: 50 ppm - vieilles aiguilles: 75 ppm Herbacées et graminées: 150 ppm Plantes ornementales: 40ppm			
OHIO				aucune norme précise	ancienne usine						
					utilisation de la meilleure tecnnologie antipollution						
				*	idem États-Unis					*	idem États-Unis
CAROLINE DU NORD				*	idem États-Unis					*	idem États-Unis

a: $\mu g/m^3$= microgramme par mètre cube
b: Kg Ft/t Al= kilogramme de fluorures totaux par tonne d'aluminium produite
c: moyenne journalière en kg Ft/t Al
d: maximum journalier en kg Ft/t Al
e: même norme pour les États du Texas et de Washington
f: même norme pour l'État du Montana

SOURCES: - IPAI, 1981
- Environmental Register, BNA, 1983

TABLEAU 2C. OBJECTIFS ET NORMES CANADIENNES RÉGISSANT LES FLUORURES SELON QUATRE GRANDS SECTEURS: AIR AMBIANT, ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES, FOURRAGE ET EFFLUENTS INDUSTRIELS

GOUVERNEMENTS	AIR AMBIANT				ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES		FOURRAGE			EFFLUENTS INDUSTRIELS	
	OBJECTIFS ET NORMES ($\mu g/m^3$)[a]		DURÉE (moy.)	REMARQUES	OBJECTIFS ET NORMES (kg Ft/t Al)	REMARQUES	OBJECTIFS ET NORMES (ppm F sur base sèche)	DURÉE	REMARQUES PORTANT SUR LA VÉGÉTATION	OBJECTIFS ET NORMES	REMARQUES
CANADA	max.[c]	max.[d]									
	0,40	0,85	24 h	Fg							
	0,20	0,55	7 jr	Fg							
	-	0,35	1 m.	Fg							
	-	0,20	70 jr	Fg							
COLOMBIE BRITANNIQUE	0,1 à 2,0			Ft	1,0 à 2,5	(2,7 Ft pour Kitimat)				16,0 mg/l 10,0 mg/l 2,5 ou 5,0 mg/l	ancienne usine objectif immédiat objectif ultérieur nouvelle usine
ALBERTA	4,1 2,9	3[e] min. 24 h		Fg Fg						15,0 mg/l	Moy. sur 30 jr
SASKATCHEWAN	3,0	moy. max. 24 h		Fg		n'importe quelle quantité de fluorure qui s'échappe d'un réservoir doit être signalée et rapportée					
MANITOBA	max.[c]	max.[d]									
	0,40	0,85	24 h	Fg							
ONTARIO				Fg							
	0,86		24 h	du 15 avril			35	pour 1 échantillon			
	0,34		1 m.	au 15 oct.							
				Ft							
	3,44		24 h	du 16 oct.							
	1,38		1 m.	au 15 avril							
QUÉBEC						ancienne usine					
					5,0	1ère étape	40	moy. de 12 mois			
					2,5	2e étape (non en vigueur)	60	moy. mensuelle qui ne peut être excédée + de 2 mois consécutifs/an			
					1,45	nouvelle usine					
					0,1	pour la fabrication d'anodes (kg F/t anode de carbone)	80	moy. mensuelle qui ne peut être excédée + de 1 mois consécutifs/an			
TERRE-NEUVE	0,90		24 h	Fg			35	moy. de mai à nov. inclusivement	Arbres à feuilles décidues: 130 ppm		
							60	moy. mensuelle qui ne peut être excédée + de 2 mois consécutifs/an	Conifères - durant la période de végétation: 46 ppm		
							80	ne peut excéder 1 mois	- après la période de végétation: 70 ppm		
							35	si le fourrage est consommé 30 jours après la récolte	Graminées et cypéracées: 60 ppm		

a: $\mu g/m^3$= microgramme par mètre cube
b: kg Ft/t Al= kilogramme de fluorures totaux par tonne d'aluminium produite
c: maximum souhaitable
d: maximum acceptable

e: 15,0 mg/l s'applique pour l'industrie métallurgique et l'industrie chimique autre que les raffineries
10,0 mg/l s'applique pour l'industrie chimique autre que les raffineries

f: 2,5 mg/l s'applique pour l'industrie chimique autre que les raffineries
5,0 mg/l s'applique pour l'industrie métallurgique

SOURCES: - IPAI, 1981
- ECO/LOG, 1983

3.3.1 Air ambiant

Les normes sur l'air ambiant, tout comme les normes d'émissions, visent à assurer la qualité du milieu atmosphérique en tant que milieu récepteur des fluorures et ce, dans le but immédiat de protéger la végétation et les récoltes. L'intoxication aiguë des végétaux par les fluorures peut être évitée par la limitation des concentrations élevées de fluorures permises sur quelques heures seulement, alors que l'intoxication chronique est écartée par l'utilisation d'une norme exigeant une concentration très faible de fluorures sur une période de temps plus longue (Smith et Hodge, 1979).

Les fluorures gazeux, particulièrement l'acide fluorhydrique (HF), ont été reconnus comme étant parmi les plus phytotoxiques pour le milieu (McCune, 1969; Alcan Surveillance Committee, 1979); ceux-ci ont également pris une importance croissante depuis la fin des années cinquante en tant que polluants atmosphériques. Il en fut de même dans les diverses réglementations. Aussi, la synthèse des informations concernant les règlements sur l'air ambiant portera davantage sur les fluorures gazeux.

Plusieurs pays européens, quelques États américains et certaines provinces canadiennes ont adopté des normes sur l'air ambiant. Parmi les données des tableaux 2a, 2b, 2c, les objectifs canadiens proposés sont, de façon générale, les plus exigeants, c'est-à-dire ayant les concentrations de fluorures les plus réduites (tableau 3).

Il est important de mentionner que les objectifs canadiens recommandés en 1976 (Gazette du Canada, Section I) n'ont jamais été mis en vigueur officiellement. La difficulté d'élaborer une méthode de référence normalisée pour le dosage de l'acide fluorhydrique dans l'atmosphère n'a pas permis, à l'époque, de

TABLEAU 3. OBJECTIFS PRÉCONISÉS EN 1976 POUR L'ACIDE FLUORHYDRIQUE (HF) DANS L'AIR AMBIANT PAR ENVIRONNEMENT CANADA (non entérinés)

MAXIMUM SOUHAITABLE ($_{u}g/m^3$)	MAXIMUM ACCEPTABLE ($_{u}g/m^3$)	DURÉE
0,40	0,85	24 h
0,20	0,55	7 j
-	0,35	1 m.
-	0,20	70 j

déterminer ces objectifs de façon définitive. Cette méthode est maintenant prête et sur le point d'être publiée. Toutefois, le document portant sur l'acide fluorhydrique a été préparé depuis si longtemps que le Comité fédéral-provincial sur la pollution de l'air a décidé de le revoir avant de déterminer les niveaux d'acide fluorhydrique permis. Il risque de s'écouler quelque temps avant que cette tâche ne soit terminée (in litteris Hutchison, Direction des stratégies extérieures, Environnement Canada, 1984).

Ainsi, les responsables des émissions industrielles de fluorures ne sont pas tenus de respecter les objectifs canadiens. Les alumineries implantées en Colombie britannique et au Québec de même que les gouvernements de ces deux provinces ont d'ailleurs réagi vivement à ces objectifs qu'ils considèrent irréalistes et beaucoup trop sévères. Les objectifs canadiens préconisés ont néanmoins servi à l'élaboration des normes en vigueur dans les provinces de Terre-Neuve, de l'Ontario, du Manitoba et de l'Alberta. Par exemple, l'objectif canadien de 0,20 $_{u}g/m^3$ sur une moyenne de 70 jours comme maximum acceptable trouve sa justification scientifique dans les travaux de

Sidhu (1978a); ceux-ci révèlent en effet l'apparition de dommages aux conifères à partir d'une telle concentration.

Déjà en 1974, des objectifs québécois étaient proposés par les Services de protection de l'environnement afin d'assurer la qualité de l'air ambiant (tableau 4). Leur première particularité était de distinguer trois régions ou zones: a) agricole, b) résidentielle et c) industrielle. Ces concentrations s'inspiraient d'un ensemble d'objectifs ou de normes alors connus; par exemple, celles de la "région résidentielle" s'apparentent aux concentrations parues dans les États américains de Washington, Texas, Kentucky, New Hampshire et New York, tout en étant légèrement plus sévères que les concentrations recommandées en 1968 par l'Association des compagnies d'aluminium:

4,0 $_{u}g/m^3$ - 12 h
3,1 $_{u}g/m^3$ - 24 h
1,8 $_{u}g/m^3$ - 7 j
0,89 $_{u}g/m^3$ - 1 m.

TABLEAU 4. OBJECTIFS DE QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT PROPOSÉS EN 1974 PAR LE QUÉBEC POUR LES FLUORURES GAZEUX (non entérinés)

Concentration de l'air ($_{u}g/m^3$)			Temps d'exposition
Région agricole	Région résidentielle	Région industrielle	
-	3,6	8,4	12 h
0,84	2,8	6,3	24 h
-	1,6	3,4	7 j
0,25	0,8	1,7	1 m.

Elles étaient toutefois beaucoup moins sévères que les objectifs canadiens proposés en 1976; ces derniers n'excédaient guère les valeurs québécoises en région agricole. Les objectifs québécois ne furent cependant jamais entérinés. Il arrive néanmoins que ceux-ci soient encore utilisés dans l'interprétation des données recueillies sur l'air ambiant des villes et des industries.

Au ministère de l'Environnement, on explique l'abandon des objectifs relatifs aux fluorures dans l'air ambiant (tableau 4) de la façon suivante[1]:

> "Une réglementation qui aurait été basée uniquement sur des normes d'air aurait nécessité une gestion de l'air dont l'application est pratiquement impossible, de même qu'injuste pour plusieurs des parties concernées.
>
> L'évaluation de la contribution d'une source particulière à la dégradation de l'environnement et l'appréciation des efforts consentis par l'industrie pour pallier aux problèmes auraient été difficiles à effectuer et auraient résulté en des inéquités vu qu'une telle approche présuppose l'attribution à un groupe d'industries dans un secteur, de pouvoir émettre une quantité définie de polluants. Ceci accorde dans les faits un droit particulier à ces entreprises sur la ressource air, laquelle constitue un bien collectif qui ne saurait être ainsi partagé.
>
> De plus, une telle approche inciterait et encouragerait l'industrie à recourir à l'utilisation maximale du phénomène de dispersion par le recours à de hautes cheminées pour évacuer les émissions à l'atmosphère. Les conséquences qui en découleraient sont la dégradation de l'atmosphère par les émissions non contrôlées sur une plus grande partie du territoire, dû au transport des contaminants, et la formation de polluants secondaires plus nocifs, tels les sulfates et l'ozone, suite à des réactions qui ont cours dans l'atmosphère".

Outre les problèmes liés à l'échantillonnage, cette attitude québécoise aura sans doute contribué à l'abandon de plusieurs postes échantillonnant les fluorures gazeux puisque des sept

---

[1]Roy, J.A., 1979. Politiques et priorités du gouvernement du Québec pour l'assainissement de l'air. Deuxième colloque canadien des affaires intergouvernementales, Ottawa, 24 septembre 1979, p. 10.

installés en 1973, il n'en restait plus que cinq en 1980 et deux en 1984: Jonquière (Arvida) et Shawinigan (in litteris, Tachereau, MENVIQ, Oct. 1985).

3.3.2 Émissions atmosphériques

Depuis quelques années, le milieu atmosphérique québécois est plutôt contrôlé par une norme à la production basée sur la meilleure technologie applicable. Afin de comprendre cette option choisie par le législateur, il faut connaître les trois critères qui reçoivent une attention particulière dans l'élaboration de la réglementation québécoise sur la qualité de l'atmosphère (R.R.Q., c. Q-2, r. 20) soit:

- la qualité de l'atmosphère;
- la technologie applicable;
- les implications économiques associées aux contraintes imposées.

L'examen attentif de ces trois critères doit assurer en premier lieu que la réglementation proposée va permettre, pour la majeure partie du territoire québécois,

> "le rétablissement ou le maintien de la qualité de l'air au niveau jugé acceptable et ce, pour l'ensemble des polluants considérés; on devrait aussi s'assurer que, pour l'ensemble du secteur industriel auquel s'adresse une telle réglementation, en particulier pour les établissements existants, on dispose d'une technologie applicable et pratique, compte tenu des coûts résultant de la mise en place des mesures imposées" (Roy, 1979).

Ces trois critères visent tous les mêmes objectifs en ce qui a trait aux fluorures, soit la protection de la végétation, de la vie animale et des biens.

Pour atteindre ces objectifs,

> "l'opinion choisie dans la réglementation québécoise a été celle du contrôle des émissions à la source suivant la meilleure technologie pratique et applicable et non celle de la dispersion" (Roy, 1979).

Par ailleurs, étant donné la forte concentration des sources d'émissions de fluorures au Québec (le Saguenay, par exemple), le législateur aurait pu être tenté d'établir des normes régionales d'émission. Cette approche a cependant été partiellement rejetée pour les raisons suivantes (Roy, 1979):

- signifie que pour une même catégorie de sources de pollution, les normes varieraient selon l'endroit où se situent les sources;

- crée des situations privilégiées entraînant une concurrence jugée inacceptable entre industries et faisant appel à un pouvoir discrétionnaire.

Toutefois, il est possible pour les autorités régionales, comme la Communauté urbaine de Montréal, d'exiger des normes plus restrictives, compte tenu de problèmes particuliers qui peuvent se présenter sur son territoire (Roy, 1979).

Les normes d'émissions, appelées souvent normes technologiques, touchent des sources stationnaires bien localisées sur un territoire et utilisant des procédés industriels spécifiques. Les normes d'émissions qui nous préoccupent dans cet avis sont celles qui concernent surtout les alumineries. Elles tiennent compte des fluorures totaux, incluant à la fois les fluorures gazeux et les fluorures particulaires. Certains gouvernements préfèrent cette approche à celle axée uniquement sur l'air ambiant (tableaux 2a, 2b, 2c), alors que d'autres ont opté simultanément pour les deux.

Présentement, la tendance dans la réglementation mondiale, axée sur les taux d'émissions par unité de production, s'établit autour d'une norme de 1,0 kg Ft/t Al[1] pour les nouvelles installations d'électrolyse (cuves). En ce qui concerne les émissions de fluorures provenant de la cuisson des anodes, un accord semblable existe autour d'une norme de 0,05 kg Ft/t Al. Ces deux valeurs correspondent aux performances des technologies utilisées dans les nouvelles alumineries. La figure 1, tirée des travaux de Court et Ferrari (1982), illustre cette complémentarité.

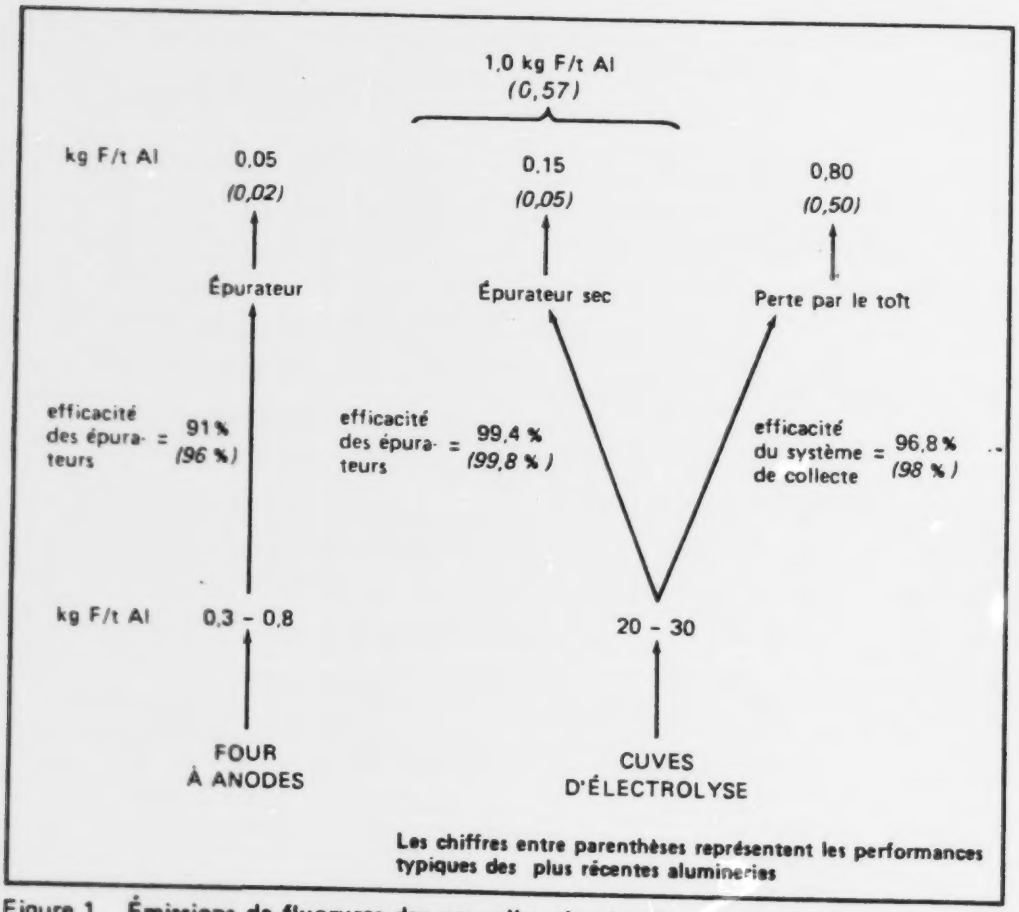


Figure 1 **Émissions de fluorures des nouvelles alumineries**
Source: Court et Ferrari (1982)

[1]Au Québec, la norme est de 1,45 kg Ft/t Al.

Les émissions de fluorures à l'atmosphère proviennent à 80 % de pertes par le toit des salles de cuves. Les émissions en provenance des cheminées des épurateurs qui desservent les cuves d'électrolyse ont considérablement diminué par rapport aux anciennes installations et ne représentent plus que 15 % des émissions de fluorures (figure 1).

En ce qui concerne les alumineries existantes, une norme revient plus régulièrement, soit 2,5 kg Ft/t Al. Cette norme est en vigueur dans l'État de New York pour les cuves Soderberg. En Colombie britannique, les exigences, bien qu'exprimées en fluorures gazeux (1,9 kg Fg/t Al), correspondent, une fois la conversion effectuée, à 2,7 kg Ft/t Al, ce qui la rapproche beaucoup de la valeur visée. Au Québec, on retrouve également la norme de 2,5 kg Ft/t Al, mais celle-ci ne sera en vigueur qu'à une date subséquente, à être fixée par le Conseil des ministres.

Actuellement, la réglementation québécoise régissant les émissions de fluorures des alumineries déjà en place est la suivante: toute série de cuves d'une aluminerie existante ne peut émettre dans l'atmosphère plus de fluorures totaux que les quantités prévues selon l'échéancier suivant (R.R.Q., c. Q-2, r. 20):

	échéancier québécois	Kg de fluorures totaux par tonne d'aluminium produite
première étape	à compter du 1er décembre 1981	5
deuxième étape	à compter d'une date subséquente qui sera fixée par règlement du Conseil des ministres	2,5

Précisons toutefois qu'en 1979, les compagnies avaient la possibilité, de par ce même règlement, de ne pas se conformer à la norme d'émission de la première étape à la condition cependant de respecter les normes de la deuxième étape dès le 1er décembre 1983. Seule la Reynolds, à Baie-Comeau, s'est prévalue de ce scénario.

De plus, une usine à cuisson d'anodes utilisée pour les besoins d'une aluminerie ne peut émettre dans l'atmosphère plus de 0,1 kg de fluorures totaux par tonne d'anodes de carbone produite et ce, en vertu du même règlement québécois ci-haut mentionné. Cette norme équivaut, après conversion, au standard qui semble s'être établi mondialement autour d'une valeur de 0,05 kg Ft/t Al.

Il est important de noter qu'avant le 14 novembre 1979, date d'entrée en vigueur du règlement 20 sur la qualité de l'atmosphère, les alumineries québécoises n'étaient régies par aucune norme officielle. Les taux d'émissions dépendaient de la technologie disponible et/ou installée. Ainsi de 1902 à 1946, les usines de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée ne possédaient aucun système d'épuration; les fluorures étaient directement émis dans l'environnement. Cette situation était loin d'être particulière au Québec. En effet, partout dans le monde, l'absence de technologie adéquate et les impératifs de production de la Seconde Guerre mondiale ont retardé la mise en place de tout moyen de contrôle des émissions de fluorures. Par la suite, certaines mesures sont venues diminuer les taux de contaminants rejetés dans l'environnement. L'amélioration des procédés de fabrication et des systèmes d'épuration s'est poursuivie afin de réduire les émissions. Parallèlement, les objectifs et les normes d'émissions ont évolué le plus souvent de concert avec les progrès de la technologie utilisée par les grands producteurs d'aluminium.

Par ailleurs, l'étude de la réglementation internationale montre que les alumineries ne sont pas les seules usines régies par des normes de fluorures à la production. Ainsi, les émissions atmosphériques des industries d'engrais phosphatés aux États-Unis, en Alberta et en Colombie britannique sont aussi réglementées. De plus, la Colombie britannique réglemente le raffinage et les fonderies de plomb; la norme est de 0,15 kg F/t Pb. Toutefois, il est difficile de comparer la sévérité relative de ces normes vu que nous avons affaire à des procédés de production différents.

Au Québec, seule l'industrie de l'aluminium doit respecter une norme à la production sur les émissions de fluorures. Pourtant, en 1972, pas moins de 373 tonnes de fluorures ont été rejetées par les industries de phosphore et 198 tonnes par les sidérurgies implantées au Québec (Environnement Canada, 1976). Bien que ne représentant que 9,0 % du volume total de fluorures émis au Québec (91 % provenant des alumineries), il serait sans doute intéressant d'analyser la situation des petits générateurs d'émissions de fluorures et d'examiner les répercussions locales de ces émissions sur l'environnement.

3.3.3 Fourrage

Les normes sur le fourrage ont été établies pour protéger le bétail des effets toxiques d'une trop grande absorption de fluorures par ingestion d'herbes contaminées. Les trois orientations différentes qui ont présidé à l'établissement de telles normes le furent en fonction de:

- la concentration des fluorures dans l'air ambiant;
- l'évaluation médicale des effets négatifs des fluorures sur le bétail;

- des niveaux de fluorures dans le fourrage.

Les deux premières orientations ont été rejetées pour ne conserver que la troisième. La première a été éliminée en raison: a) des variations dans la forme chimique des fluorures; b) de l'obligation de mesurer ces concentrations sur de grandes étendues à cause de la dispersion atmosphérique; et c) des différents modes d'absorption des fluorures par le bétail. La deuxième fut écartée à cause de la période latente plus ou moins longue pendant laquelle les symptômes peuvent se développer (André Marsan & Associés, 1982).

Les normes établies en fonction des niveaux de fluorures dans le fourrage destiné à l'alimentation des animaux reposent principalement sur les travaux de Suttie (1969). Ce chercheur a étudié l'effet de la consommation de fluorures sur les vaches laitières. Celui-ci conclut que le bétail ne peut être alimenté avec du fourrage dont la concentration moyenne annuelle en fluorures excède 40 ppm F sur la base d'un échantillon mensuel. Pour les endroits où la saison de croissance ne dure pas 12 mois, la moyenne annuelle est une moyenne pondérée sur les mois de croissance. D'autre part, même si la moyenne annuelle n'excède pas 40 ppm F, la concentration de fluorures dans le fourrage ne devra excéder 60 ppm F pour plus de deux mois consécutifs, et 80 ppm F pour plus d'un mois. Les recommandations de Suttie ont été endossées par le National Academy of Sciences (1981) et par les Nations Unies (UNEP, 1981). Or, selon Krook et Maylin (1979) et d'autres chercheurs, les valeurs de 40-60-80 recommandées par Suttie (1969) ne conviendraient pas aux bestiaux qui ont été exposés "in utero" sur le site pollué.

L'examen des diverses réglementations nord-américaines (tableaux 2b, 2c), concernant le fourrage destiné à l'alimentation des animaux, permet de constater que les recommandations

de Suttie ont été adoptées comme normes par trois États américains ainsi que par le Québec. Cependant, deux autres États et trois provinces canadiennes ont adopté une norme plus sévère pour la moyenne annuelle, soit 35 ppm F.

La situation est donc la suivante:

- 35 à 40 ppm F: moyenne annuelle sur 12 mois ou pour la période de croissance;
- 60 ppm F : moyenne mensuelle qui ne peut être excédée plus de 2 mois;
- 80 ppm F : moyenne mensuelle qui ne peut être excédée plus de 1 mois.

Outre le fourrage, d'autres espèces de végétaux ont été utilisées comme bio-indicateurs des fluorures dans l'environnement. En effet, deux gouvernements nord-américains, l'État du Maryland et la province de Terre-Neuve, ont adopté une série de normes additionnelles concernant la végétation. Les légumes de consommation (20 ppm F), les arbres fruitiers, baies et autres récoltes commerciales (50 ppm F), les arbres à feuilles décidues (100 ou 130 ppmF)[1], les graminées et les cypéracées (150 ou 60 ppm F)[1], les plantes ornementales (40 ppm F), et les conifères (50 ou 45 ppm F durant la période de croissance et 75 ou 70 ppm F après la période de croissance)[1] sont couverts par l'une ou l'autre des deux réglementations.

Le Québec ne possède aucune norme sur la végétation autre que celle sur le fourrage destiné à l'alimentation des animaux. Étant donné que les quatre commissions d'enquête (Hall, 1968; CPHA, 1978; Alcan Surveillance Committee, 1979; Selikoff, 1983) ont toutes rapportées des dommages à la végétation, il semble bien justifié de prendre cet aspect en considération près des sources québécoises d'émissions industrielles de fluorures.

---

[1]La première valeur indique la norme du Maryland, la seconde celle de Terre-Neuve.

3.3.4 Effluent industriel

Les normes sur les effluents industriels sont les seules qui visent la protection du milieu aquatique.

Deux approches ressortent de la revue des multiples réglementations. La première, mise de l'avant par le gouvernement fédéral américain, porte exclusivement sur les effluents des alumineries. Afin d'éviter que les compagnies d'électrolyse ne se livrent à la dilution des fluorures dans de grandes quantités d'eau, le gouvernement américain a établi des normes en fonction du tonnage d'aluminium produit. Les normes en vigueur depuis juillet 1977 sont les suivantes:

- ancienne aluminerie	1,0	kg F/t Al (moyenne journalière)
	2,0	kg F/t Al (maximum journalier)
- nouvelle aluminerie	0,025	kg F/t Al (moyenne journalière)
	0,05	kg F/t Al (maximum journalier)

Une deuxième approche fut avancée tant par la Colombie britannique que par l'Alberta et le Québec; elle consiste à calculer les fluorures en fonction d'une "charge" maximale ou d'une concentration permise dans un effluent industriel.

En Alberta, la norme est de 15 mg F/l. Cependant, pour les industries construites en Colombie britannique après 1974, les objectifs sont plus sévères. Ainsi, pour les alumineries, ces objectifs varient de 2,5 à 10 mg F/l et la limite retenue dans un cas particulier fait partie du permis d'opération pour la durée de ce permis.

Au Québec, il n'existe pas de réglementation portant sur les fluorures contenus dans les effluents industriels. Néanmoins,

depuis 1977, une série de critères de qualité du milieu aquatique sert d'outil de travail et de comparaison dans l'étude des fluorures présents dans un milieu récepteur, c'est-à-dire le cours d'eau qui reçoit l'effluent industriel. S'appuyant sur cinq usages possibles de l'eau (alimentation en eau potable, qualité de la vie, récréation, baignade et plein usage), des critères de qualité sont fixés pour chacun d'entre eux (Gouin et Malo, 1977):

- alimentation en eau potable	1,1 mg/l F (objectif) 1,5 mg/l F (limite)
- qualité de la vie	0,23 mg/l F (limite)
- récréation	1,0 mg/l F (limite)
- baignade	1,0 mg/l F (limite)
- plein usage	0,23 mg/l F (limite)

Tout en reconnaissant le grand intérêt de cette approche, le Conseil s'interroge sur la justesse de certains critères spécifiques aux fluorures. Par exemple, il lui semble assez curieux que le critère de l'alimentation en eau potable (1,5 mg/l F) soit plus permissif que ceux rattachés aux usages de la récréation et de la baignade (1,0 mg/l F). De plus, il n'a pas été trouvé de justification du critère de 0,23 mg/l F, fixé pour les usages de la qualité de la vie et du plein usage. À son avis, ces deux aspects devraient être revus par le Ministère puisque bon nombre d'objectifs d'assainissement et de calculs, telles les charges souhaitables dans le cours d'eau récepteur et admissibles (tolérables) dans l'effluent industriel, reposent sur leur acceptation.

Dans le fonctionnement actuel du Ministère, une fois l'usage de l'eau et son critère de qualité déterminé, des objectifs de traitement des eaux sont proposés afin d'assurer une rentabilité environnementale maximale. La quantification de ces ob-

jectifs repose sur cinq méthodes mathématiques qui permettent d'évaluer à la fois l'effet additif des rejets de substances polluantes dans le cours d'eau et l'effet local aigu de chacun des rejets. L'utilisation de ces méthodes est basée sur la connaissance du cours d'eau récepteur dans son ensemble (Gouin, 1984). Cette connaissance permet aussi au Ministère d'évaluer la charge admissible ou tolérable journalière pour ce qui est des fluorures ou de tout autre contaminant. Au Québec, la détermination de ces objectifs est effectuée cas par cas. Ceci augmente inévitablement les délais en particulier si les usines ne font pas partie d'un bassin dont l'assainissement est prioritaire (cible). En ce qui concerne les alumineries, l'opération n'a débuté qu'en 1984 avec les usines de Jonquière (Arvida) et de Baie-Comeau.

À titre indicatif, le critère de qualité, appliqué aux effluents de l'usine de Jonquière de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, est de 0,23 mg/l F à 300 m de l'embouchure des effluents qui se jettent dans la rivière Saguenay. On effectue par la méthode "aval immédiat", le calcul des concentrations de fluorures admissibles à la sortie de chaque effluent en tenant compte à la fois de la teneur des fluorures en amont du cours d'eau et de la dilution au site en usage. Pour l'usine de Jonquière, les charges tolérables proposées par le ministère de l'Environnement varient selon l'effluent entre 1,9 et 5,8 mg/l F par rapport aux charges actuelles qui se situent entre 2 et 40 mg/l F (Bérubé, 1984).

3.3.5 Déchets

Jusqu'à nos jours, les producteurs québécois de déchets estimés dangereux se sont départis de leurs déchets au moindre coût, c'est-à-dire dans des dépotoirs municipaux et industriels ou encore, sur le site même de leur lieu de production. Le Gouvernement ne pouvait en exercer un contrôle adé-

quat. Le règlement sur les déchets liquides, adopté en 1975, et celui sur les déchets solides, en 1978, n'ont pas corrigé substantiellement la situation. Aussi, en mai 1981, le ministère de l'Environnement énonçait une nouvelle politique de gestion des déchets industriels à laquelle se rattache l'actuel règlement sur les déchets dangereux (Québec, 1985).

Aux dires du Ministère, l'application de la nouvelle réglementation vient modifier celles actuelles de façon à étendre son champ d'application à tous types de déchets dangereux. Elle vient aussi responsabiliser les producteurs à la gestion de leurs déchets. Elle vise également à introduire de nouvelles exigences pour réduire les risques reliés à leur transport et à leur entreposage, à générer l'information nécessaire à une planification efficace de la gestion globale de ces déchets et à introduire un système de manifeste de façon à assurer un contrôle efficace de la circulation des déchets dangereux.

En vertu de ce nouveau texte réglementaire, trois types de déchets générés par l'industrie de l'aluminium seront considérés comme dangereux quelles qu'en soient la gamme et la teneur des polluants, y compris les fluorures:

a) "revêtements usés des cuves d'électrolyse lors de la production d'aluminium de première fusion;

b) boues du système d'épuration résultant des activités de production d'aluminium de première fusion;

c) boues des systèmes d'épuration d'air résultant de la préparation des pâtes anodiques ou cathodiques lors des activités de production d'électrode".

Il existe bien d'autres déchets industriels susceptibles de contenir des fluorures. Ceux-ci seront considérés dangereux

si leurs teneurs en fluorures totaux sont égales ou excèdent les critères de toxicité suivants:

résidus liquides (mg/l)	lixiviats de résidu solide (mg/l)
4,0	75

Pour sa part, la compagnie Alcan (in litteris, L. Tessier, 1985-01-30) argumente que la réglementation québécoise s'avère trop sévère par rapport à celle de l'Ontario et de l'agence américaine EPA. À son avis, aucun de ces types de déchets ne devrait être déclaré dangereux sans avoir fait l'objet au préalable d'une analyse des contaminants qu'ils renferment. Aussi, la liste des contaminants dont il faut tenir compte s'avère trop contraignante. Par exemple, les fluorures ne devraient pas apparaître dans la liste réglementaire car ils représentent, selon Alcan, de plus faibles risques. D'autre part, les limites de concentration maximales des lixiviats sont trop basses; il serait plus réaliste de s'inspirer de l'Ontario qui préconise 240 mg/l, soit 100 fois la limite de concentration des fluorures dans l'eau de consommation de cette province.

3.4 Détermination des normes minimales

Un tableau synthèse regroupant les normes les plus sévères, c'est-à-dire les plus aptes à offrir une protection maximale pour la qualité de l'environnement, a été élaboré pour chacun des secteurs de la réglementation (tableau 5). À leurs côtés, entre parenthèses, apparaît la norme en vigueur au Québec; en cas d'absence, un tiret est utilisé.

L'examen du tableau 5 permet de constater les écarts qui existent entre la position réglementaire québécoise et ce qui se fait de plus

TABLEAU 5. OBJECTIFS, CRITÈRES OU NORMES LES PLUS SÉVÈRES SUR LES FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE EN FONCTION DES GRANDS SECTEURS DE RÉGLEMENTATION

AIR AMBIANT ($\mu g/m^3$ de Fg) (non entériné)			ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES (kg Ft/t Al)		FOURRAGE (ppm)		EFFLUENT INDUSTRIEL			DÉCHETS DANGEREUX (mg/l)	
Souhaitable	Acceptable						moy.[d]	max.[e]			
0,40 (0,84)[a]	0,85 (2,8)[b]	24 h	1,0 (1,45)	nouvelle aluminerie (Soderberg)	35 (40)	pour 1 échantillon	1,0 (-)	2,0 (-)	ancienne aluminerie	- (4,0)	résidus liquides
0,20 (-)	0,55 (-)	7 jr	0,95 (1,45)	nouvelle aluminerie (anodes précuites)	60 (60)	moy. sur 2 mois	0,025 (-)	0,05 (-)	nouvelle aluminerie	- (75)	lixiviats de résidu solide
- (0,25)	0,35 (0,8)	1 m.	0,05 (0,1)[c]	pour la fabrication d'anodes	80 (80)	moy. sur 1 mois	et				
- (-)	0,20 (-)	70 jr	2,5 (5,0)	ancienne aluminerie (Soderberg)			10 mg/l F (15 mg/l F)		ancienne aluminerie		
			2,2	ancienne aluminerie (anodes précuites)	VÉGÉTATION		2,5 mg/l F (0,23 mg/l F pour le plein usage)[f]		nouvelle aluminerie		
					20 (-)	légumes de consommation					
					40 (-)	plantes ornementales					
					50 (-)	arbres fruitiers, baies et autres récoltes commerciales					
					60 (-)	graminées et cypéracées					
					45 (-)	conifères durant la période de croissance					
					70 (-)	et après la période de croissance					
					100 (-)	arbres à feuilles décidues					

a: région agricole
b: région résidentielle

c: 0,1 kg F/t anode= 0,05 kg F/t Al

d: moyenne journalière en kg F/t Al
e: maximum journalier en kg F/t Al
f: cette norme peut être moins restrictive selon l'usage retenu

Notes: 1) Les valeurs entre parenthèses sont celles en application au Québec.
2) Tiré des tableaux 2A, 2B, 2C.

sévère dans la réglementation de divers gouvernements. Ainsi, comme mentionné précédemment à la section 3.3.1, le Québec ne possède pas de normes régissant les fluorures présents dans l'air ambiant et ce, pour trois raisons énoncées par le ministère de l'Environnement:

- parce qu'elle nécessite une gestion de l'air dont l'application est pratiquement impossible;

- parce que l'évaluation de la contribution d'une industrie à la dégradation de l'environnement et l'appréciation des efforts de l'industrie pour résoudre le problème sont difficiles à effectuer;

- parce qu'elle incite et encourage l'industrie à recourir à l'utilisation maximale du phénomène de dispersion qui ne protège pas véritablement le milieu.

Les objectifs d'air ambiant proposés en 1974 par le Québec et abandonnés depuis apparaissent donc au tableau 5, à titre indicatif.

Afin d'assurer la qualité du milieu atmosphérique, le législateur québécois utilise plutôt une norme qui contrôle les émissions de fluorures dès la source en fonction de la meilleure technologie disponible. Cette stratégie d'intervention se retrouve dans les normes officielles régissant les émissions atmosphériques des alumineries québécoises (R.R.Q., c. Q-2, r. 20).

Sauf pour la fabrication d'anodes, les normes québécoises touchant les alumineries sont toujours plus permissives que les normes minimales du tableau 5. Cela est particulièrement vrai pour la plupart des anciennes alumineries où l'écart entre la norme maximale et le Québec va du simple au double. Toutefois, cet écart pourrait être comblé par l'adoption de la deuxième étape, comprise dans le règlement 20 sur la qualité de l'atmosphère (R.R.Q., c. Q-2, r. 20), qui prévoit l'entrée en vigueur de la norme de 2,5 kg Ft/t Al à une date devant

être fixée par le Conseil des ministres. L'adoption de cette deuxième étape permettrait au Québec de rejoindre la position de la Colombie britannique (2,7 kg Ft/t Al) et de l'État de New York (2,5 kg Ft/t Al) dans leur réglementation touchant les anciennes alumineries.

Pour le troisième secteur de réglementation, c'est-à-dire la végétation, la position du Québec se calque partiellement sur le modèle applicable au fourrage. À l'exception de la norme sur la moyenne annuelle où un écart de 5 ppm existe, les autres normes sont semblables. La situation est différente en ce qui concerne les normes touchant d'autres végétaux. En effet, le Québec n'en réglemente aucune autre catégorie contrairement aux réglementations du Maryland et de Terre-Neuve.

En ce qui a trait aux effluents industriels, aucun règlement ne concerne cette industrie. La surveillance des effluents se fait à l'aide de critères de qualité du milieu et s'effectue cas par cas, en fonction des usages de l'eau retenus près de chaque aluminerie. Le critère généralement retenu (0,23 mg/l F) se base sur le plein usage du cours d'eau. La démarche est originale et paraît suffisamment sécuritaire pour assurer la qualité de vie du milieu aquatique si, dans les faits, les compagnies en sont toutes informées et s'y conforment. Il y aurait lieu cependant de mieux justifier scientifiquement la pertinence du critère retenu.

En outre, le Québec vient d'adopter (1985) une nouvelle réglementation relative aux déchets dangereux. Celle-ci vient remplacer le règlement concernant la gestion des déchets liquides (1975). Certes, il n'est pas le seul gouvernement à légiférer en ces matières alors qu'un plus vaste mouvement de protection de l'environnement porte présentement sur ces aspects; le Conseil n'a toutefois pas analysé en détail d'autres normes réglementaires. La version québécoise lui ap-

paraît originale, plus globale et somme toute, contraignante notamment dans la gestion des déchets susceptibles de libérer des fluorures.

Dans l'ensemble, le Québec ne peut certes être considéré comme trop exigeant pour les normes qu'il vient d'édicter envers les industries qui émettent des fluorures dans l'environnement. Mais avant de répondre à son interrogation initiale, à savoir si les normes québécoises sont tout de même adéquates pour protéger le milieu, le Conseil désire examiner les impacts qui sont survenus dans l'environnement canadien en l'absence de normes minimales (chapitre 4). Nous devrons aussi vérifier si, dans les faits, les compagnies internationales qui opèrent au Québec n'en sont pas arrivées à s'astreindre elles-mêmes à des règles plus sévères (chapitre 5).

CHAPITRE 4. ÉVALUATION DES EFFETS DES FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE SUR L'ENVIRONNEMENT: SYNTHÈSE DES CAS CANADIENS

4. ÉVALUATION DES EFFETS DES FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE SUR L'ENVIRONNEMENT: SYNTHÈSE DES CAS CANADIENS

Afin d'évaluer les impacts des fluorures sur l'écosystème, une revue des grandes commissions d'enquête tenues au Canada a été colligée. Quatre commissions ont été identifiées, soit:

- Port Maitland, Ontario (Hall, 1968)
- Long Harbour, Terre-Neuve (CPHA, 1978)[1]
- Kitimat, Colombie britannique (Alcan Surveillance Committee, 1979);
- Massena et Saint-Régis, frontière Ontario - Québec - New York (Selikoff, 1983).

Le tome 2 du présent avis regroupe les résumés détaillés des rapports de quatre commissions et sert de document support à la présente synthèse des cas canadiens.

Le choix de cette démarche indirecte tient à deux contraintes inhérentes au contexte québécois, soit:

- l'absence de commission d'enquête tenue au Québec;
- l'impossibilité pour le Conseil d'effectuer des travaux d'inventaire prolongés sur le terrain.

La solution retenue pour contourner ces deux difficultés s'appuie donc sur une synthèse des principaux impacts des fluorures industriels rencontrés au Canada, à proximité d'une source majeure d'émissions (alumineries, usines d'engrais phosphatés).

Cette synthèse va permettre d'identifier et d'évaluer les impacts des fluorures pour quatre composantes de l'écosystème: l'homme, la végéta-

---

[1]Canadian Public Health Association (CPHA).

tion, la faune et le sol. Avec le concours des informations ainsi compilées, une transposition de celles-ci au contexte québécois devrait faciliter l'évaluation des impacts possibles des fluorures en fonction des données disponibles, mais fragmentaires au Québec.

La synthèse des cas canadiens s'appuie sur la description des aspects généraux suivants:

- motifs des enquêtes;
- composition des commissions;
- nature des contaminants;
- source des contaminants;
- historique des sources;
- volume des émissions de fluorures;
- réglementations touchant l'usine.

Ces sept aspects généraux permettent de situer la problématique dans laquelle chacune des commissions a oeuvré. Puis un second bloc de particularités dégage les principales affirmations et conclusions portant sur l'impact des fluorures, tel qu'il a été rapporté par chacune des commissions (tome 2). Ce deuxième bloc constitue d'ailleurs la base du présent avis. Les impacts décrits concernent:

- la santé publique;
- la végétation;
- la faune;
- le sol;
- l'écosystème.

4.1 Aspects généraux

Une brève description des aspects généraux donne une compréhension rapide et adéquate des éléments qui ont servi de support aux commissions d'enquête. Une attention particulière est apportée aux deux

derniers volets: volume des émissions de fluorures et réglementations touchant l'usine car une partie de l'analyse subséquente repose sur ces données.

4.1.1 Motifs des enquêtes

Les quatre commissions ont toutes eu le même détonateur: la pression populaire. En effet, pour chacune d'elles, ce sont les inquiétudes exprimées par les populations vivant à proximité de sources importantes d'émissions industrielles de fluorures qui ont forcé tant les gouvernements provinciaux dans les cas de Port Maitland, de Long Harbour et de Kitimat que le gouvernement fédéral dans le cas de Saint-Régis, à mandater des groupes d'experts afin d'éclaircir les problèmes soulevés par les citoyens.

4.1.2 Composition des commissions

Sur les quatre commissions étudiées, trois d'entre elles, Hall (1968), CPHA (1978) et Alcan Surveillance Committee (1979) ont été formées et ont fonctionné de façon similaire. La commission Hall (1968) était composée de trois membres, tout comme d'ailleurs, la CPHA (1978). Chacun des membres de ces commissions était recruté en fonction d'une expertise personnelle se rapportant au problème étudié. De son côté, l'Alcan Surveillance Committee (1979) regroupait cinq personnes qualifiées représentant le gouvernement provincial, la municipalité de Kitimat, la Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée ainsi que le Syndicat des travailleurs de l'aluminerie de Kitimat (CASAW).

Ces trois commissions ont examiné la littérature scientifique disponible, tenu des audiences publiques, entendu les opinions des experts invités, fait réaliser certaines analyses sur le

terrain et finalement, rédigé un rapport dressant le bilan de la situation qui prévalait dans la région concernée.

En ce qui concerne le cas de Saint-Régis, la situation est quelque peu particulière[1]. Selikoff (1983), à la tête d'un groupe de chercheurs du "Environmental Sciences Laboratory, Mount Sinaï School of Medecine of the City University of New York", a été mandaté par Santé et Bien-être social Canada pour réaliser une étude épidémiologique de grande envergure sur la population amérindienne de Saint-Régis. Contrairement aux trois commissions précédentes qui eurent pour mandat d'étudier les effets des fluorures sur l'environnement en général (santé publique, végétation, faune...), Selikoff (1983) porta son attention sur les impacts possibles des fluorures industriels sur la santé d'une population exposée quotidiennement à ces émissions. Au niveau de la santé publique, le rapport Selikoff (1983) constitue donc parmi les quatre rapports examinés, celui qui offre l'analyse la plus élaborée vis-à-vis l'impact des fluorures sur la santé humaine.

Afin de connaître plus en profondeur les répercussions des émissions de fluorures sur la végétation et la faune de la région de Saint-Régis, le Conseil consultatif de l'environnement a aussi examiné les données disponibles issues des différents ministères ontariens.

4.1.3 Nature des contaminants

Bien qu'associées à plusieurs types de contaminants industriels, les principales substances étudiées par les quatre études furent les fluorures. De l'avis des commissaires,

---

[1]En effet, le Comité aviseur international sur la pollution de l'air, comité rattaché à la Commission mixte internationale, a tenu des audiences publiques en juin 1977 mais le Conseil consultatif s'est surtout penché sur le rapport médical de Selikoff (1983).

ceux-ci n'ont pas rencontré de difficultés majeures à dissocier les répercussions environnementales des fluorures par rapport aux autres contaminants trouvés dans les régions étudiées. Par exemple, à Saint-Régis, malgré la présence de méthylmercure, de Mirex et de BPC, Selikoff (1983) effectua une série d'examens médicaux portant exclusivement sur la pathologie des fluorures. De façon générale, les fluorures ont été identifiés comme étant les principaux contaminants des régions soumises aux enquêtes.

Deux types de fluorures sont cependant présents: les fluorures particulaires et les fluorures gazeux. La relative stabilité des fluorures particulaires qui se combinent rapidement avec les éléments minéraux du sol en atténue l'impact. Par contre, les fluorures gazeux ont été étudiés avec beaucoup d'attention étant donné leur plus grande agressivité.

4.1.4 Sources des contaminants

Deux sources industrielles d'émissions de fluorures sont responsables des problèmes de pollution étudiés par les commissaires: l'une reliée à l'industrie du phosphore et l'autre à celle de l'aluminium.

Ainsi, les cas de Port Maitland (Hall, 1968) et Long Harbour (CPHA, 1978) concernent les émissions de fluorures en provenance d'une usine d'engrais phosphatés et d'une autre de production de phosphore élémentaire, alors que les cas de Kitimat (Alcan Surveillance Committee, 1979) et de Saint-Régis[1] (Selikoff, 1983) découlent des retombées des émissions d'alumine-

[1] L'aluminerie elle-même fait partie de la localité de Massena, État de New York.

ries. Malgré la présence de deux types d'industries différents, les fluorures émis sont sensiblement de même nature, particulièrement les fluorures gazeux représentés en grande partie par l'acide fluorhydrique (HF).

Au Québec, les alumineries constituent avec l'usine de phosphore élémentaire de l'ERCO à Varennes, les principales sources d'émission de fluorures industriels. Elles représentent de fait la presque totalité des émissions industrielles de fluorures dans l'environnement québécois. C'est pourquoi, les cas canadiens s'avèrent des modèles fort utiles dans l'étude de la situation québécoise.

4.1.5 Historique des sources

Les quatre implantations industrielles responsables des émissions de fluorures ont vu le jour respectivement en 1958 pour Port Maitland et Kitimat, 1959 pour Massena et 1968 pour Long Harbour. Si on compare l'année d'entrée en opération des usines avec l'année de la tenue des enquêtes, l'on obtient un écart de 10 ans pour Port Maitland et Long Harbour, de 18 ans pour Massena, et de 21 ans pour Kitimat. Ainsi, après quelques années, les impacts des émissions ont atteint un degré tel que face aux pressions publiques, les gouvernements ont été obligés d'intervenir et de mandater des experts pour étudier les problèmes.

4.1.6 Volume des émissions de fluorures

Lors de la tenue des séances des commissions d'enquêtes, les données disponibles sur les émissions de fluorures en provenance des quatre usines étudiées étaient fragmentaires, disparates et peu abondantes. De plus, celles-ci sont exprimées dans des unités de mesure différentes et sur des périodes de

temps variables. Néanmoins, les données recueillies s'avèrent indispensables à la compréhension des répercussions environnementales, car elles fournissent globalement un seuil d'émissions qui entraîne l'émergence d'impacts importants sur le milieu environnant.

Le tableau 6 résume la situation des émissions de fluorures pour les quatre régions examinées par les commissions. Deux catégories de données apparaissent lors de la compilation: les émissions à la source et les concentrations de fluorures dans l'air ambiant. Afin d'assurer l'uniformité des unités de mesure, plusieurs conversions à partir des données originales ont été effectuées. L'analyse comparative des données tant sur les émissions à la source que sur l'air ambiant, rendue possible par l'uniformisation des unités de mesure, devrait permettre d'établir un niveau critique pour l'environnement.

Pour Port Maitland, les informations disponibles sur les émissions à la source ne mentionnent pas de chiffre exact; la valeur est assurément supérieure à 90 kg Ft/j et elle pourrait même être beaucoup plus élevée. Aussi, à Long Harbour, l'absence de données sur les émissions de fluorures émanant des cheminées rend également caduque toute interprétation visant à établir une relation entre la valeur des émissions et les impacts sur l'environnement.

En ce qui concerne les alumineries de Kitimat et de Massena, les données du tableau 6 se prêtent mieux à l'analyse. On note en premier lieu une diminution importante des émissions pour les deux alumineries à partir de 1975 et 1973 respectivement, diminution attribuée principalement à l'amélioration des équipements d'épuration. Par ailleurs, les émissions étant surtout fonction de la production, il en résulte des quantités de fluorures beaucoup plus considérables à Kitimat qu'à Massena.

TABLEAU 6. ÉMISSIONS DE FLUORURES D'ORIGINE INDUSTRIELLE À PORT MAITLAND, LONG HARBOUR, KITIMAT ET MASSENA

	CAPACITÉ DE PRODUCTION DE L'USINE CONCERNÉE	ÉMISSIONS À LA SOURCE (kg Ft/jour)	ANNÉE	CONCENTRATIONS DANS L'AIR AMBIANT ($_{u}$g Fq/m^3)	ANNÉE	REMARQUES
PORT MAITLAND	-	90,0	1967	0,6[a,b] 27,8 19,7 10,0	1964 1965 1966 1967	a facteur de conversion de Sidhu (1981)= 0,0076 X $_{u}$g/100 cm^2/30 jours b niveau sécuritaire pour la végétation selon le gouvernement ontarien = 0,76 $_{u}$g/m^3
LONG HARBOUR	73 000 t P/an	11,7[c] à 15,7	1975	2,0 2,02 0,13	1973 (mai à juin 1976 (juin à août 1977	c ne comprend que les fluorures contenus dans les cendres et déposés sur un terrain adjacent. Aucune donnée sur les émissions importantes des cheminées.
KITIMAT	300 000 t Al/an	6565 7380 8655 7936 3128	1955-59 1960-64 1965-69 1971-74 1975-77	1,78[d] < 1,0[d]	1968-69 (avril à févr.) 1975-78	d . concentrations mesurées à 4,6 km au NE de l'usine
MASSENA (SAINT-RÉGIS)	125 000 t Al/an	3336 1224 816	1959-68 1968-73 1973	0,36[e] 0,28 0,29 0,31 0,27 0,42	1976 1977 1978 1979 1980 1981	e concentrations mesurées à 4 km de l'usine pour une durée de 24 heures durant la période de croissance des plantes

Les premiers impacts négatifs rapportés à Saint-Régis l'ont été en 1962, soit trois ans après l'ouverture de l'aluminerie de la Reynolds à Massena. Or, nous savons que les émissions moyennes journalières pour la période de 1959 à 1968 sont de 3336 kg Ft/j (tableau 6). On peut donc en déduire que des quantités égales ou supérieures à 3336 kg Ft/j[1] peuvent provoquer des répercussions négatives sur le milieu environnant. Du côté de Kitimat, les émissions pour les années 1955 à 1974 ont toujours été au moins deux fois supérieures à ce niveau de 3336 kg Ft/j. À Kitimat, la déduction faite à partir de l'expérience de Massena, selon laquelle des émissions égales ou supérieures à 3336 kg Ft/j provoquent des répercussions, est à nouveau confirmée par une série d'impacts particulièrement sévères sur la végétation forestière. Ainsi, à partir d'un niveau d'émissions d'environ 3000 kg Ft/j, l'environnement de la région immédiate subit des dommages qui semblent incontestables.

Si on examine maintenant la période de 1968 à 1973 à Massena (tableau 6) alors que les émissions ont chuté à 1224 kg Ft/j[2], on remarque que les échantillons de fourrage prélevés sur l'Île de Cornwall, à quatre kilomètres au nord-est de l'usine (voir tome 2), donc sous les vents dominants, étaient tous au-dessus du seuil de 35 ppm, seuil considéré en Ontario comme sécuritaire pour le fourrage destiné à l'alimentation du bétail (Ontario Ministry of the Environment, 1982). On peut encore une fois penser que des émissions supérieures à 1224 kg Ft/j vont entraîner des concentrations de fluorures dans le fourrage telles que les bovins ne devront les consommer.

---

[1]3336 kg Ft/j équivaut à 9,6 kg Ft/t Al pour une usine ayant une capacité de production de 125 000 t.

[2]1224 kg Ft/j équivaut à 3,57 kg Ft/t Al pour une usine ayant une capacité de production de 125 000 t.

Nous ne pouvons évaluer les impacts résultant des émissions réduites à 816 kg Ft/j en 1973 à Massena (tableau 6) étant donné la période concernée d'un an seulement. Aussi, nous nous en tiendrons au constat que des émissions moyennes journalières supérieures ou égales à 1224 kg Ft/j sont susceptibles de produire des répercussions sur l'environnement agricole, à tout le moins à quelques kilomètres (quatre) de la source d'émission de fluorures.

Pour sa part, la commission chargée d'étudier les répercussions de l'aluminerie de Kitimat en vint à recommander la norme de 2,7 kg Ft/j, norme jugée acceptable pour l'environnement forestier, c'est-à-dire l'équivalent de 2200 kg Ft/j.

Ces niveaux d'émissions atmosphériques nous informent à court terme de la charge potentiellement dommageable pour le milieu environnant, impact dont la superficie diminue à mesure que les émissions globales décroissent. Ils deviennent également utiles en vue de préciser et de fixer le rapport permis d'émissions de fluorures par tonne de production. Certes, on peut encore les affiner en tenant compte davantage de la proportion de fluorures gazeux émise dans l'environnement.

L'examen des concentrations de fluorures gazeux dans l'air ambiant révèle des concentrations fort variables selon les cas étudiés (tableau 6). La problématique de l'interprétation de ces résultats consiste à nouveau à évaluer le niveau minimal où aucune répercussion ne se manifeste. Il est évident que les concentrations de 27,8 - 19,7 - 10,0 μg Fg/m^3 enregistrées en 1965, 1966 et 1967 à Port Maitland s'avèrent non sécuritaires. En effet, celles-ci se trouvent bien au-dessus de la valeur de 0,76 μg Fg/m^3, jugée alors sécuritaire par le gouvernement ontarien. Cette valeur, établie dans les années soixante, ne constitue cependant qu'un premier repère dans l'évaluation d'une concentration sécuritaire pour l'environne-

ment (in Hall, 1968). Les cas de Long Harbour et de Kitimat confirment aussi un certain intérêt pour cette valeur. En effet, les données saisonnières de 2,0 et 2,02 $_{u}$g Fg/m^3 pour l'année 1968-1969 à Kitimat (in Fletcher, 1970) coïncident avec des relevés effectués dans la région, relevés qui démontrent des dommages évidents à la végétation. Ainsi, des valeurs supérieures à 0,76 $_{u}$g Fg/m^3, soit 1,78, 2,0 et 2,02 $_{u}$g Fg/m^3, induisent des effets négatifs sur le milieu régional immédiat.

La contribution la plus importante, visant à établir un niveau sécuritaire pour l'écosystème dans l'air ambiant, provient des travaux réalisés par Sidhu (1975, 1976, 1978, 1979 et 1981) à Long Harbour, Terre-Neuve. D'après ce chercheur, la concentration sécuritaire de fluorures, pour une végétation boréale exposée sur une période de deux ans, est de 0,29 $_{u}$g Fg/m^3/70 j (Sidhu, 1981). Or, les concentrations de fluorures dans l'air ambiant pour les quatre régions étudiées (tableau 6) sont pour la plupart supérieures à la valeur proposée par Sidhu (1981); celles-ci ne contredisent donc en rien cette valeur, puisque des dommages se sont réellement produits dans ces quatre régions industrielles lorsque les concentrations étaient supérieures à 0,29 $_{u}$g Fg/m^3/70 j.

Par ailleurs, si on compare les concentrations de fluorures similaires à 0,29 $_{u}$g Fg/m^3 enregistrées à Saint-Régis de 1976 à 1981 (tableau 6) avec les teneurs contenues dans le fourrage (tome 2), l'on y trouve des valeurs presque toujours sous la norme ontarienne de 35 ppm, sauf pour un secteur situé à moins de deux kilomètres aux nord-est de l'usine (Ontario Ministry of Environment, 1981). Ainsi, les concentrations réduites de fluorures contenus dans le fourrage à cette époque, presque toutes sous la norme sécuritaire de 35 ppm, permettent de croire que la concentration de fluorures pour l'air ambiant de 0,29 $_{u}$g Fg/m^3, avancée par Sidhu, est bien justifiée.

Les études d'impacts réalisées au Québec par la firme André Marsan & Associés (1982b) appuient aussi ces avancées. Celles-ci établissent en effet que la concentration moyenne des fluorures gazeux dans l'air ambiant devrait être inférieure à 0,25 $_{u}$g Fg/m^3 pour que l'accumulation en fluorures dans le fourrage n'excède pas 40 ppm durant la saison de croissance, au delà d'un certain périmètre.

De leur côté, Hill et Pack (1983) rapportent divers types de dommages aux plantes sensibles pour des concentrations de l'ordre de 0,34 à 0,54 $_{u}$g Fg/m^3 sur une période de plusieurs mois d'exposition. Déjà en 1971, Marier et Rose concluaient que la moyenne des fluorures gazeux dans l'air ambiant ne devait pas dépasser 0,4 $_{u}$g Fg/m^3 et même 0,2 $_{u}$g Fg/m^3, afin d'éviter tout dommage à la végétation sensible. L'ensemble de cette information procure certes un appui à la valeur sécuritaire proposée par Sidhu (1981).

En résumé, deux valeurs peuvent être retenues à la lumière des données fournies par les quatre dossiers canadiens. La première, loin d'être pleinement satisfaisante, fixe un seuil d'émission à court terme autour de 1224 kg Ft/j. Au-dessus de cette valeur, des impacts sur l'environnement (concentration de F dans le fourrage impropre à la consommation des bestiaux) ont été clairement démontrés par les commissaires; sous cette valeur, le seuil sécuritaire pour le milieu doit être précisé. La seconde valeur concerne la concentration sécuritaire de fluorures dans l'air ambiant; elle est égale à 0,29 $_{u}$g Fg/m^3/70 j. Celle-ci fut établie à partir d'observations scientifiques démontrant l'absence de dommages sur la végétation boréale exposée à une telle concentration sur une période de deux ans. Cette valeur est d'ailleurs assez près de celle suggérée en 1976 par Environnement Canada (0,20 $_{u}$g Fg/m^3/70 j) et reprise par certaines provinces canadiennes auxquelles vient de se joindre l'Organisation mondiale sur la Santé (1984).

À noter que ces deux valeurs visent surtout l'élimination d'impacts régionaux immédiats à une composante particulière de l'environnement, la végétation. Nous verrons plus loin qu'elles pourraient aussi contribuer à améliorer d'autres composantes de l'écosystème, y compris l'être humain.

4.1.7 Réglementations touchant l'usine

Les réglementations touchant les quatre usines responsables des émissions de fluorures sont fort différentes selon les quatre secteurs de réglementation identifiés précédemment: air ambiant, émissions atmosphériques, fourrage et effluents industriels[1]. La compilation des normes s'appliquant à chacune des usines a permis de résumer la situation au tableau 7.

En premier lieu, on note que la situation de Port Maitland est particulière puisqu'aucune norme spécifique ne régit les émissions de fluorures. On doit se rappeler toutefois, comme nous l'avons vu dans l'historique de la législation à la section 3.1, que l'essor des législations environnementales est survenu au début des années soixante-dix. De ce fait, l'ancienneté du cas de Port Maitland (1968) explique en grande partie l'absence de normes législatives.

Pour les trois cas plus récents, Long Harbour (1978), Kitimat (1979) et Massena (1983), les normes présentées au tableau 7 ont comme caractéristique première d'avoir été proposées ou adoptées quelque temps seulement avant la tenue des enquêtes publiques, mais une quinzaine d'années en moyenne après le début des opérations industrielles. Par exemple, les objectifs

---

[1]Une seule commission, celle de Long Harbour (1978), s'est intéressée de près aux déchets. Aucune norme ou texte législatif n'est cependant cité ou proposé pour améliorer leur disposition et en réduire les impacts.

TABLEAU 7. OBJECTIFS ET NORMES TOUCHANT LES SOURCES D'ÉMISSIONS INDUSTRIELLES DE FLUORURES À PORT MAITLAND, LONG HARBOUR, KITIMAT ET MASSENA

SECTEUR DE RÈGLEMENT / CAS	AIR AMBIANT ($_{u}g$ Fg/m^3)	ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES (kg Ft/t Al)	FOURRAGE ET VÉGÉTATION (ppm)	EFFLUENTS INDUSTRIELS
PORT MAITLAND	Aucune norme en vigueur à l'époque de la commission d'enquête. En cas de dommages aux bestiaux, aux récoltes, aux arbres et à la végétation, un recours était prévu dans la Loi ontarienne contre le responsable de la pollution.			
LONG HARBOUR	CANADA max.[a] 0,85 / 0,55 / 0,35 / 0,20 — max.[b] 0,40 / 0,20 / - / - — TERRE-NEUVE 0,90 / - / 0,45 / - — 24 h / 7 jr / 1 m. / 70 jr		35 moy. de mai à novembre inclusivement. 60 moy. mensuelle qui ne peut être excédée plus de 2 mois consécutifs/an. 80 moy. mensuelle qui ne peut être excédée 1 mois. 35 si le fourrage est consommé plus de 30 jours après la récolte. 130 pour les arbres à feuilles décidues. 45 et 70 pour les conifères durant et après la période de croissance respectivement. 60 pour les graminées et les cypéracées.	
KITIMAT	1,0 / 1,7 — 1 an / 7 jr	5		15 mg F/l
MASSENA (SAINT-RÉGIS)	CANADA max.[a] - / 0,85 / 0,55 / 0,35 / 0,20 — max.[b] - / 0,40 / 0,20 / - / - — ONTARIO - / 0,85[c] / - / 0,34[c] / - — NEW YORK 3,7 / 2,85 / 1,65 / 0,80 / - — 12 h / 24 h / 7 jr / 1 m. / 70 jr	2,5 -	35 pour un échantillon (Ontario) 40 pour la saison de croissance (New York) 60 pour une moy. sur 60 jours (New York) 80 pour une moy. sur 30 jours (New York)	moy. journalière 1,0 kg F/t Al max. journalier 2,0 kg F/t Al

a: maximum acceptable
b: maximum souhaitable
c: à mesurer durant la période du 15 avril au 15 octobre

canadiens sur l'acide fluorhydrique dans l'air ambiant furent proposés en 1976, soit trois ans avant l'enquête effectuée par l'Alcan Surveillance Committee à propos de l'aluminerie de Kitimat, en opération depuis 1958. Il en résulte que les impacts environnementaux rapportés par les commissaires ont été causés bien souvent par des émissions supérieures aux spécifications du tableau 7.

Un deuxième aspect important des spécifications préconisées pour les industries à Long Harbour et à Massena apparaît être leur relative similitude avec les exigences (objectifs, normes ou critères) les plus aptes à protéger l'environnement telles que nous les avons présentées au tableau 5. Pour sa part, Kitimat continue à déroger à ces exigences minimales. En effet, l'objectif sur l'air ambiant de 1,7 $_{u}$g Fg/m^3/7 j (1975) y est trois fois plus permissif que l'objectif minimal de 0,55 $_{u}$g Fg/m^3/7 j. De plus, l'objectif de 5 kg Ft/t Al (1977) appliqué à la production y est deux fois moins exigeant que celui retrouvé au tableau 5. Cet objectif de 5 kg Ft/t Al (1977) ne semble d'ailleurs pas être parfaitement sécuritaire pour l'environnement puisque les membres de l'Alcan Surveillance Committee (1979) en sont venus à recommander un niveau de 2,7 kg Ft/t Al[1] afin d'assurer la protection du milieu environnant. Quant aux effluents industriels de Kitimat, l'objectif s'avère plus permissif que celui du tableau 5.

En outre, la situation géographique assez particulière de Massena permet une certaine évaluation de l'efficacité des normes proposées par l'État de New York afin d'assurer la qualité du milieu atmosphérique[2]. L'aluminerie de la Reynolds étant située en sol américain et les retombées affectant le territoire

[1]Ces exigences sont de 1,9 kg Fg/t Al. Après conversion, elles équivalent à 2,7 kg Ft/t Al.

[2]Rappelons que les normes de l'État de New York correspondent aux objectifs proposés par le Québec en 1974 pour une "région résidentielle" (voir tableau 4).

ontarien (Saint-Régis), trois séries de normes peuvent s'appliquer au cas de Massena, à savoir celles de l'État de New York, du Canada et de l'Ontario. Ainsi, l'évaluation des pourcentages de dépassement des objectifs et/ou normes de fluorures dans l'air ambiant durant la période de croissance de la végétation pour les années 1976 à 1983 (Bumbaco et al., 1983) révèle que les normes newyorkaises n'ont jamais été dépassées, sauf une fois, alors que les normes ontariennes et canadiennes l'ont été fréquemment, particulièrement celles régissant les concentrations permises sur des périodes de 30 jours et plus. Par exemple, durant les mois d'été, les concentrations mensuelles de fluorures dans l'air étaient toujours inférieures à la norme newyorkaise de 0,80 $_{u}$g Fg/m^3/1 mois. Étant donné que l'étude de Saint-Régis démontre des concentrations excessives de fluorures dans le fourrage et même des cas de fluorose animale, il est permis de croire que les normes newyorkaises sur l'air ambiant sont inefficaces pour protéger le bétail.

En résumé, les principaux impacts sur l'environnement se sont produits à la suite d'émissions supérieures aux spécifications gouvernementales prescrites au tableau 7. Plus exactement, il semble que ce soient les écarts d'émissions avec les objectifs et les normes minimaux du tableau 5 qui peuvent être tenus responsables des répercussions négatives sur le milieu comme le laissent supposer les cas de Kitimat et de Saint-Régis. Dans les pages qui suivent, nous examinerons quels sont ces impacts connus ou susceptibles de survenir dans l'environnement à la suite d'émissions élevées de fluorures d'origine industrielle.

4.2 Impacts des émissions

Les principales affirmations et conclusions portant sur les impacts des fluorures industriels, découlant de l'analyse des quatre cas canadiens (tome 2), sont regroupées et synthétisées dans la présente

section. Afin de vérifier et d'améliorer certaines informations, une revue de la littérature scientifique récente a aussi été effectuée. Cette démarche devrait permettre de dresser le portrait de l'impact des fluorures sur la santé publique, la végétation, la faune, le sol et l'écosystème en général. Celle-ci s'avère indispensable avant d'aborder la réalité québécoise.

4.2.1 Santé publique

L'être humain absorbe les fluorures de trois sources principales: l'eau, les aliments et l'air. L'apport de chacune de ces sources varie en importance d'un individu à un autre, en fonction du temps et des conditions climatiques (Bundock et al., 1979).

La quantité de fluorures ingérée à partir de l'eau de consommation dépend de leur concentration et de la consommation quotidienne de chaque individu. Marier (1977), suite à une étude chez les adultes, a démontré qu'une eau fluorurée à 1 mg F/l, à laquelle vient s'ajouter l'ingestion de plusieurs variétés de liquides, entraîne un apport de 1 à 3 mg de fluorures assimilables par jour. Au Québec, la concentration maximale de fluorures dans l'eau de consommation est fixée à 1,5 mg/l (ou 1,5 ppm F). Pour les quatre cas canadiens étudiés, il convient de souligner que l'eau de consommation n'était pas fluorurée artificiellement.

Les aliments solides contiennent tous des quantités très variables de fluorures et sont de ce fait une source majeure de fluorures pour l'organisme humain.

D'autre part, les fluorures présents dans l'air ambiant pénètrent dans l'organisme par les voies respiratoires. Les concentrations de fluorures atmosphériques émis par les industries déclinent très rapidement à mesure qu'on s'éloigne de la

source d'émissions (Sidhu, 1981; Murray, 1981). Ainsi, seules les populations résidant près des sources industrielles de fluorures sont exposées à des concentrations importantes de fluorures par l'entremise de l'air ambiant. Toutefois, ce type de pollution atmosphérique contribuerait seulement pour quelques centièmes de milligrammes de fluorures à la diète totale d'un individu (Call et al., 1965; EPA, 1979).

Au total, on estime à près de 5 mg F/l, la quantité de fluorures ingérée quotidiennement par un humain vivant dans une municipalité où l'eau est fluorurée et de 2 mg F/l pour les localités sans fluoruration (Marier, 1977).

Lorsque les fluorures ont été absorbés par l'homme, leur assimilation est fonction de deux mécanismes: la fixation et l'excrétion. En ce qui concerne la fixation, les fluorures sont retenus dans les os et les dents (99,3 %), la peau et les muscles (0,26 %), les organes vitaux (0,12 %), le sang (0,22 %) et le liquide extracellulaire (0,08 %). La principale voie d'excrétion est l'urine. Dans le cas d'individus relativement peu exposés, la moitié de la dose de fluorures est excrétée en 24 heures par les urines tandis que l'autre moitié se dépose tant au niveau du squelette, tout au long de la vie, qu'au niveau des dents durant la période de croissance (Largent, 1961 in BEST, 1980). Le rapport de 50 : 50 entre l'accumulation de fluorures dans l'organisme et l'excrétion par les urines est réévalué aujourd'hui à 30 : 70, ce qui indique une excrétion encore plus importante des fluorures (Hodge, 1983).

Lorsque l'on connaît les principales voies d'absorption et le processus d'assimilation des fluorures par l'homme, il est important de faire le point sur la nature de l'intoxication engendrée par la présence des fluorures dans l'organisme. Pour une même substance toxique, les fluorures par exemple, les êtres vivants peuvent présenter des troubles physiologiques

variés en fonction des quantités absorbées et de la durée d'exposition. Selon les divers degrés d'intoxication, l'on parle d'intoxication aiguë et d'intoxication chronique (Ramade, 1979). Toutefois, la réponse biologique à une ingestion de contaminants chez l'homme peut ne produire aucun changement ou un changement physiologique d'une signification incertaine (Finklea et al., 1975). Ceci entraîne une absence d'intoxication malgré la présence d'un contaminant dans le milieu.

L'intoxication aiguë, c'est-à-dire l'apparition brusque de symptômes et une évolution rapide entraînant de graves troubles physiologiques et la mort éventuelle de l'individu, a fait l'objet de nombreuses recherches. Ainsi, la dose létale de fluorures inorganiques ioniques pour une personne de 70 kg a été estimée entre 2500 et 5000 mg F. Ces valeurs correspondent approximativement à une DL 50[1] égale à 50 mg F/kg du poids de l'animal (Hodge, 1983). Évidemment, les problèmes de fluorures étudiés par le Conseil sont d'un autre ordre de grandeur et beaucoup plus subtils.

Quant à l'intoxication chronique, elle se produit lors de l'exposition prolongée (plusieurs années) à de faibles quantités de fluorures et entraîne une pathologie qui se développe lentement. L'information existante dans la littérature scientifique au sujet des effets chroniques sur la santé provient de trois sources principales:

- les études sur les travailleurs exposés aux fluorures;
- les recherches sur les populations consommant une eau fortement fluorurée naturellement;
- les études sur des populations vivant près de sources industrielles de fluorures.

---

[1]La DL 50 est la dose d'une substance x qui provoque 50 % de mortalité dans une espèce déterminée après un temps d'application donné.

Cherchant à étudier plus spécifiquement l'impact des fluorures sur les populations locales et régionales, le Conseil ne tient pas compte des informations touchant les travailleurs exposés en usine. Pour ce qui est des problèmes de santé liés à la fluoruration de l'eau potable, ceux-ci devraient faire l'objet d'un autre avis. Par ailleurs, dans les quatre cas canadiens étudiés (Port Maitland, Long Harbour, Kitimat et Saint-Régis), des populations humaines vivent près de sources industrielles de fluorures. A priori, la nature de leur intoxication pourrait être de type chronique (Hall, 1968; Selikoff, 1983).

Selikoff (1983) identifie six grandes catégories d'effets chroniques potentiels des fluorures sur la santé humaine:

- fluorose osseuse;
- préfluorose osseuse;
- anomalie neurologique;
- anomalie respiratoire;
- anomalie hématologique;
- effet mutagène.

Les quatre commissions d'enquête ont toutes, à des degrés divers, examiné l'impact des fluorures industriels sur la santé publique. Les examens les plus poussés ont été réalisés par la CPHA (1978) et Selikoff (1983), alors que l'Alcan Surveillance Committee (1979) n'a effleuré que rapidement le problème. De son côté, Hall (1968) offre, en raison du niveau de connaissance atteint à l'époque de l'enquête, une analyse moins exhaustive que celle de la CPHA (1978) et de Selikoff (1983).

Deux tests cliniques sont fréquemment employés afin d'évaluer l'impact des fluorures sur la santé humaine:

- test d'urine;
- examen dentaire chez les enfants.

Trois des commissions (Hall, 1968; CPHA, 1978; Selikoff, 1983) ont effectué ces deux tests sur les populations exposées. Par ailleurs, l'Alcan Surveillance Committee (1979) a établi son jugement à partir à la fois de la revue de la littérature scientifique, de l'opinion de certains experts et des conclusions des études à Long Harbour (CPHA, 1978) et à Saint-Régis, antérieures à Selikoff (1983).

Le tableau 8 fournit les résultats des tests d'urine et de l'examen dentaire réalisés par les trois commissions concernées. À la suite de ces résultats, les trois rapports en arrivent à la même conclusion: malgré l'absorption de fluorures, il y a absence d'impact sur la santé publique. Ainsi, à Port Maitland, les données fournies par les tests d'urine ne suggèrent pas que les résidants aient ingéré des quantités anormales de fluorures (Hall, 1968). À Long Harbour, les concentrations sont jugées sécuritaires et ne présentent aucun danger pour la population; le niveau considéré sécuritaire de fluorures dans l'urine étant fixé à 5,0 ppm ou 5 mg/l F, soit 12 fois supérieures au niveau moyen mesuré à Long Harbour (CPHA, 1978). Finalement, à Saint-Régis, les commissaires notent que la concentration moyenne de 0,74 ppm F est inférieure à celle que l'on retrouve chez une population consommant une eau fluorurée à 1 ppm F (Selikoff, 1983).

Pour leur part, Rydzemska et al. (1982) ont mesuré une teneur de fluorures dans les urines de 30 % plus élevée chez des enfants vivant près d'une aluminerie polonaise (moy. 0,65 ppm F) que ceux d'un groupe témoin (moy. 0,50 ppm F). Ces résultats démontrent un apport certain dans l'organisme et souscrivent à nouveau à ceux obtenus par les commissions d'enquête canadiennes.

L'examen dentaire est effectué afin de déterminer la présence ou l'absence de fluorose dentaire. La fluorose dentaire chronique est un état résultant d'un apport exagéré en fluorure

TABLEAU 8. RÉSULTATS DES TESTS D'URINE ET DE L'EXAMEN DENTAIRE À PORT MAITLAND, LONG HARBOUR ET SAINT-RÉGIS

CAS	NATURE DU TEST	TEST D'URINE		EXAMEN DENTAIRE (degré de marbrure)						
		N	CONCENTRATION DE F (ppm)	normal	douteux	très discret	discret	modéré	grave	TOTAL
PORT MAITLAND		119	≤ 0,2	119	-c	29	2	1	0	151
		71	0,3 à 1,0							
		20	> 1,0							
LONG HARBOUR		182	0,41[a]	158	4	6	2	0	0	170
SAINT-RÉGIS		1030	0,74[b]	l'état de la dentition n'est pas différent de celui que l'on retrouve chez une communauté urbaine consommant une eau fluorurée à 1 ppm.						347

a: exprime la moyenne des valeurs allant de 0,09 à 2,25 ppm F.
b: exprime la moyenne des valeurs allant de 0,08 à 8,95 ppm F.
c: absence de la classe d'évaluation "douteux" à Port Maitland.

systémique au moment de la formation des dents permanentes, c'est-à-dire entre 0 et 10 ans environ. Elle se caractérise par une altération de la substance interprismatique de l'émail. Dans les formes plus avancées de la fluorose, des taches blanches opaques affectent presque toutes les dents; leur coloration peut alors passer du jaune au brun foncé. L'émail peut aussi être altéré morphologiquement à la suite de quoi, on retrouve de nombreux sillons ou fissures à la surface des dents.

De l'avis des commissions d'enquête, l'interprétation des résultats des examens dentaires confirme l'absence d'effet négatif à ce niveau. En effet, à Port Maitland, 119 des 151 écoliers (78 %) ont un degré de marbrures jugé normal. Le degré de marbrures présent chez les écoliers résidant à moins de trois kilomètres de Port Maitland suggère que durant la période de 1957-1964, ces écoliers ont consommé une quantité de fluorures équivalente à une eau fluorurée à 1,5 - 1,9 ppm F. Or, ce taux de 1,5 - 1,9 ppm F est considéré comme sécuritaire pour la santé (in Hall, 1968). À Long Harbour, les commissaires indiquent que l'examen dentaire ne révèle aucune ingestion antérieure excessive de fluorures. Bien plus, les fluorures présents à Long Harbour auraient contribué, du moins en partie, à l'augmentation de la résistance des dents à la carie dentaire et ce, comparativement au groupe témoin (CPHA, 1978) À Saint- Régis, Selikoff (1983) montre que l'état de la dentition des écoliers de la région n'est pas différent de celui que l'on retrouve chez une population urbaine consommant de l'eau fluorurée à 1 ppm F. Il est à noter que l'eau potable de Port Maitland, Long Harbour et Saint-Régis n'est pas fluorurée artificiellement. Aussi, on peut sans doute attribuer une certaine augmentation des fluorures dans l'organisme humain à la présence d'émissions industrielles dans l'environnement.

Afin d'éclaircir davantage la situation médicale à Port Maitland, Hall (1968) a fait témoigner devant lui les personnes prétendant souffrir de fluorose. L'audition des médecins traitants ainsi que des spécialistes ayant examiné les plaignants permet d'affirmer qu'aucune des personnes venues témoigner ne souffrait de fluorose (Hall, 1968). De plus, à Saint-Régis, Selikoff (1983) a effectué des analyses sur la fonction pulmonaire, la composition chimique du sang, la concentration de fluorures dans le sérum sanguin... Aucune de ces analyses n'a révélé d'anomalies d'ordre médical. Il constate notamment que la concentration moyenne de fluorures dans le sérum sanguin de 25,6 $\pm$ 0,32 ppm F^- est similaire à celle rencontrée chez les populations non exposées à des émissions industrielles de fluorures (Selikoff, 1983).

En résumé, à la lumière de l'information compilée, les commissions ont toutes conclu à l'absence de danger pour la santé publique en provenance des sources d'émissions industrielles de fluorures (Hall, 1968; CPHA, 1978; Alcan Surveillance Committee, 1979; Selikoff, 1983). De plus, l'absence de symptômes chez les vieux ouvriers exposés aux fluorures dans leur milieu de travail suggère que la possibilité d'apparition de désordres biologiques dans 20 ou 30 ans est fort improbable (Selikoff, 1983). Néanmoins, il y est suggéré de suivre par précaution les individus qui ont des taux de fluorures (F^-) élevés dans le sang (Selikoff, 1983). Ceci serait utile afin de déceler les premiers symptômes de désordres biologiques.

Pour sa part, le Conseil consultatif a aussi examiné la revue de littérature effectuée par Hodge et Smith (1977) et Smith et Hodge (1979); il a également pris connaissance du dernier avis publié par l'Organisation mondiale sur la santé (1984). Il en conclut, à tout le moins, qu'un examen médical d'ordre préventif devrait être réalisé chez les populations humaines vivant très près d'usines anciennes émettrices de fluorures et de divers contaminants, c'est-à-dire dans un rayon d'au moins 2 km

de l'usine ou à l'intérieur des isoplètes des concentrations maximales de fluorures dans l'air ambiant.

4.2.2 Végétation

Plusieurs revues de la littérature scientifique concernant les effets des fluorures sur la végétation ont été publiées, particulièrement au cours des 20 dernières années (Thomas, 1961; National Academy of Sciences, 1971; Chang, 1975; Groth, 1975; Rose and Marier, 1977; Weinstein, 1977). Nous relaterons ci-après divers aspects utiles à la compréhension des impacts associés à la végétation.

Les effets des fluorures furent rapportés pour la première fois dans la littérature islandaise à la suite d'une irruption volcanique, il y a plus de 1000 ans déjà. Les animaux, qui consommèrent les plantes contaminées par les fluorures contenus dans les cendres volcaniques, devinrent malades et montrèrent des symptômes aujourd'hui associés à une intoxication aiguë et/ou chronique aux fluorures (fluorose). À la fin du XIX^{e} siècle, deux événements contribuèrent à la compréhension des épisodes survenus en Islande 900 ans plus tôt. Tout d'abord, l'élément chimique fluor fut isolé par Moissan en 1886. Puis, une série de chercheurs décrivirent, à la même époque, des dommages aux plantes croissant à proximité des usines d'acide fluorhydrique, de superphosphate, de verre, des briqueteries et des fonderies de cuivre. Les premiers dommages aux récoltes résultant des émissions de fluorures des alumineries furent rapportés en Europe durant les années 1916-1922. Aux États-Unis, de tels dommages furent mentionnés pour la première fois deux décennies plus tard (in Weinstein, 1977).

En plus des fluorures, les alumineries génèrent d'autres contaminants atmosphériques qui peuvent aussi avoir des effets phytotoxiques. La principale émission, après les fluorures,

est le bioxyde de soufre bien que des petites quantités d'hydrocarbures, d'oxyde d'azote, de chlore et de nombreuses matières particulaires non fluorurées soient également produites. Or, d'après Murray (1981), aucune de ces substances n'est émise en quantité suffisante pour atteindre des seuils dommageables aux plantes. Aussi, la végétation entourant une aluminerie ne montre pas de symptômes de lésions attribuables aux substances ci-haut mentionnées (Jacobson et Hill 1970 in Murray, 1981). Conséquemment, bien que ces substances puissent modifier la réponse des plantes face aux fluorures (McCune, 1983), les principaux contaminants atmosphériques responsables d'un stress sur les communautés végétales sont les fluorures (Murray, 1981).

Selon Weinstein (1983), les plantes sont les récepteurs biologiques les plus sensibles aux fluorures atmosphériques. Pour ce qui est des dommages causés à la végétation, les fluorures sont classés aux États-Unis au cinquième rang des substances polluantes après l'ozone, le dioxyde de soufre, les oxydants autres que l'ozone et les pesticides. Par ailleurs, leurs capacités d'accumuler les fluorures dans leurs tissus jouent un rôle important sur l'état de santé des herbivores et les pertes économiques qui s'ensuivent.

En termes de phytotoxicité, les fluorures arrivent cependant bon premier parmi les contaminants énumérés au paragraphe précédent. Ils peuvent causer des lésions aux plantes sensibles à des concentrations dans l'air de 10 à 1000 fois inférieures à celles des autres contaminants (moins de 12 ppb F ou 0,8 $_{u}g/m^3$). Ainsi l'acide fluorhydrique (HF) peut causer des changements physiologiques et métaboliques sur les feuilles des espèces les plus sensibles à une concentration dans l'air ambiant inférieure ou égale à 0,8 $_{u}g$ HF/m^3/7 j. Seul le péroxyacétyle de nitrate, un constituant du smog photochimique, peut rivaliser avec cette phytotoxicité extrême (Weinstein, 1983).

Le taux "normal" de fluorures contenus dans les feuilles des plantes croissant dans des habitats non contaminés est généralement compris entre 2 et 20 ppm F sur une base sèche (Smith, 1983). D'après Weinstein (1977), le rôle du fluor dans les plantes ne doit pas être considéré comme essentiel.

Les principaux facteurs qui déterminent l'action et le cheminement des fluorures dans les végétaux sont schématisés à la figure 2. La nature des fluorures, les conditions d'exposition, les facteurs environnementaux et biologiques sont autant d'éléments qui règlent les processus d'accumulation, de distribution et d'élimination des fluorures à l'intérieur des végétaux.

Les fluorures particulaires solubles s'introduisent en faible quantité par l'épiderme, la cuticule et les racines. Quant aux fluorures particulaires insolubles (fluorapatite, fluorine, cryolithe) ceux-ci n'ont pas d'effets importants sur l'accumulation ou sur les lésions des végétaux et ce, même quand ces fluorures sont présents à des concentrations élevées. Dans le bilan de l'accumulation des fluorures, on réalise que la grande majorité des fluorures pénètre sous forme gazeuse dans les tissus végétaux par l'entremise des stomates. Le site majeur d'accumulation des fluorures dans une plante se situe surtout au niveau des feuilles (Weinstein, 1977). La contribution des racines pour les fluorures retrouvés dans les plantes est le plus souvent inférieure à 5 % de la concentration de fluor contenu dans le sol (Hocking et al., 1980).

Les signes apparents d'une intoxication aux fluorures sont principalement le jaunissement des extrémités des feuilles (chlorose) et la mort d'une portion ou de la feuille entière (nécrose). Les effets néfastes des fluorures sur la végétation présentent de nombreux paradoxes. Certaines plantes sont incommodées par la présence dans l'atmosphère et/ou dans leur tissus de concentrations extrêmement faibles, alors que d'au-

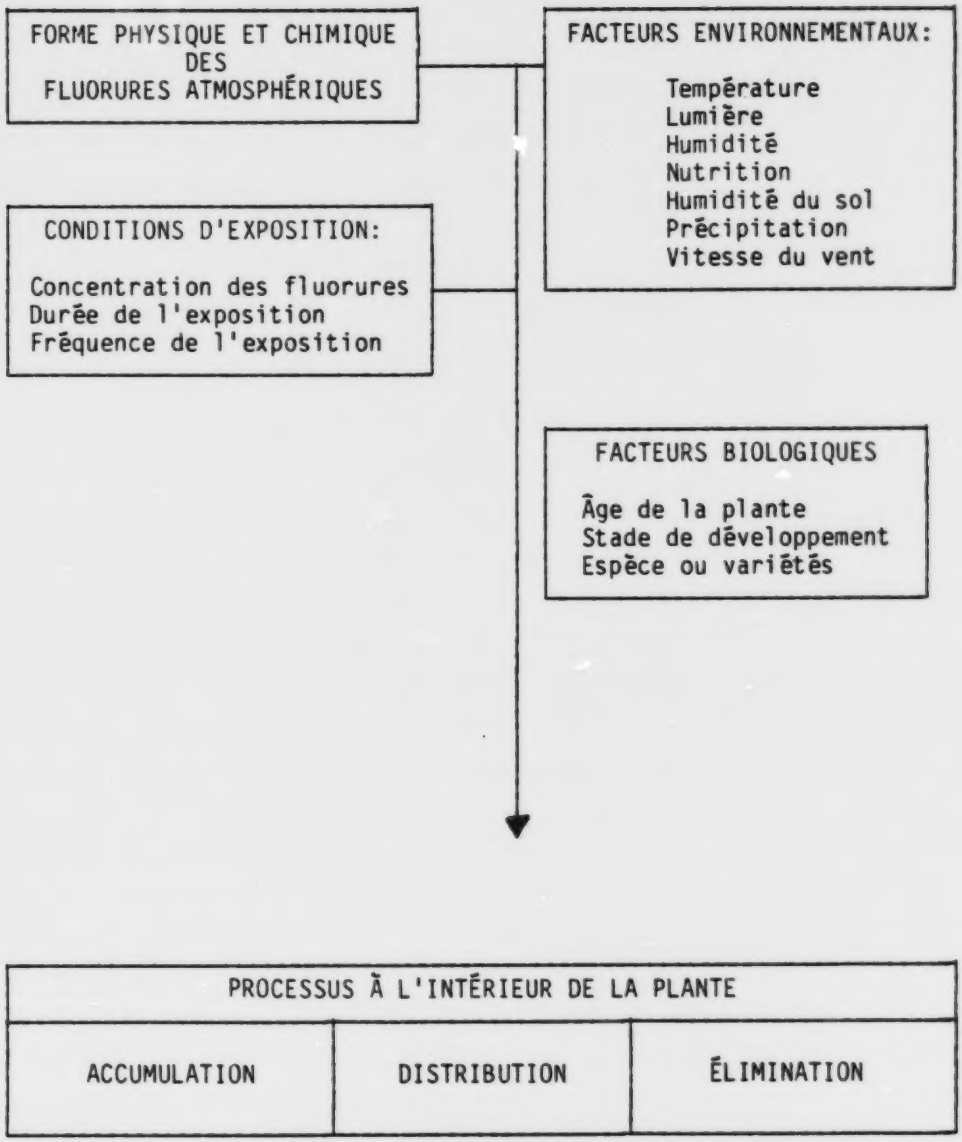


FIGURE 2. Principaux facteurs qui déterminent l'action et le cheminement des fluorures dans une plante (Weinstein, 1977).

tres résistent à des concentrations 100 fois plus fortes. La prise en considération de ces différentes susceptibilités des plantes face aux fluorures est essentielle dans l'évaluation des impacts environnementaux liés aux sources d'émissions industrielles de fluorures. L'appendice 1 dresse une liste de plantes présentes au Québec dont le niveau de susceptibilité aux fluorures nous est connu. À noter que les principales espèces sensibles sont:

- amaranthe réfléchie
- bleuet
- digitaire sanguine
- épinette bleue
- épinette noire
- épinette blanche
- érable à giguère
- glaïeul
- kalmia à feuilles étroites
- maïs sucré
- millepertuis perforé
- orge (jeune plant)
- perce-neige
- pin rouge
- pin blanc
- pin mugho
- pin sylvestre
- tremble
- tulipe

De façon générale au Canada, les chercheurs notent que:

- la plupart des conifères sont sensibles aux fluorures atmosphériques;

- la plupart des feuillus et des arbustes sont de résistance intermédiaire;

- les fleurs ornementales présentent des susceptibilités variables. La plupart des fleurs printanières sont très sensibles. Plusieurs variétés de glaïeuls sont parmi les plus sensibles de toutes les plantes connues. La famille des rosacées, par contre, est relativement résistante aux fluorures;

- des concentrations entre 0,29 et 0,54 $\mu g/m^3$ dans l'air ambiant, durant plusieurs mois, causent des impacts aux plantes sensibles.

La liste des plantes données à l'appendice 1 rejoint les conclusions de O'Connor et Horsman (1982) qui souhaitent, dans les futurs programmes de contrôle des fluorures émis par les industries, inclure une phase initiale d'identification des espèces indicatrices, comprenant les plantes fourragères, de même que leur état général afin de pouvoir suivre l'évolution des répercussions environnementales. Outre cet effort d'évaluation dans l'environnement régional immédiat, le Conseil serait aussi d'avis qu'il faille instaurer une parcelle écologique permanente près de l'usine concernée.

À la lumière de ce bref aperçu concernant l'impact des fluorures sur la végétation, nous serons plus à même de comprendre et d'évaluer les informations se rapportant aux quatre cas canadiens examinés (tome 2).

Contrairement aux conclusions sur la santé publique, toutes les commissions canadiennes sont d'avis que les fluorures ont causé des lésions, des dommages et un ralentissement de la croissance des végétaux vivant à proximité des sources d'émissions industrielles. Ces impacts néfastes sur les plantes se sont manifestés pour la première fois quatre ans après l'ouverture de l'ERCO à Port Maitland, deux ans après la mise en opération de l'usine de phosphore élémentaire à Long Harbour, et trois ans après le début de la production de l'aluminerie à Massena. La zone affectée par les émissions s'étend sur une distance maximale de 19 km (Alcan Surveillance Committee, 1979), alors que les impacts majeurs se rencontrent dans un rayon moyen d'environ 4 à 5 km dans la direction des vents dominants (Sidhu et Roberts, 1976; CPHA, 1978; Ontario, Ministry of Environment, 1982).

Ainsi à Long Harbour, dans un rayon de 5 km sous les vents dominants, 80 % des sapins baumiers et des épinettes noires sont

morts (Sidhu et Roberts, 1976; Linzon in CPHA, 1978). De plus, le feuillage de toutes les espèces analysées montre des symptômes sévères d'intoxication jusqu'à une distance de 8 km pour disparaître graduellement après 13 km. Par ailleurs, à Kitimat, la firme de consultants Reid, Collins and Associates (1976 in Alcan Surveillance Committee, 1979), en se basant sur une concentration de fluorures dans le feuillage supérieure ou égale à 200 ppm F, a pu délimiter la zone la plus affectée: celle-ci s'étend de 8 km au sud à 19 km au nord de l'aluminerie. Toutefois, les lésions les plus sévères sont localisées à 1,6 km au nord de l'usine sur les conifères et les arbres à feuilles décidues. Entre 1,6 et 16 km au nord, des lésions légères sont détectées et confirmées par des analyses . De plus, hors de l'axe des vents dominants du nord et du sud, des analyses dans le fourrage, effectuées à 5 km au NE de l'aluminerie de Kitimat, démontraient bien en 1969, 1970 et 1971, des teneurs qui le rendaient impropre à une consommation éventuelle par des bestiaux (Alcan Surveillance Committee, 1979).

En ce qui concerne la situation à Saint-Régis, des dommages sévères au feuillage du pin blanc et du cerisier de Virginie sont mentionnés à moins de 1,5 km de l'aluminerie de Massena (Ontario, Ministry of Environment, 1977). Pour l'érable du Manitoba, les concentrations de fluorures chutent rapidement à partir d'une zone située entre 1,5 et 3,1 km au nord-est de l'usine (Selikoff, 1983). Au niveau du fourrage, une zone considérée sécuritaire pour le bétail qui le consomme s'établit à partir de 2,0 km au nord-est de l'aluminerie depuis 1979 seulement (Ontario, Ministry of Environment, 1982).

Le tableau 9 résume les principales données fournies par les cas canadiens sur les concentrations de fluorures présents dans les plantes. De façon générale, on enregistre une baisse des concentrations de fluorures dans les feuilles avec l'augmentation de la distance à la source d'émissions. Les données tes terrestres, les lichens, le framboisier, le bleuet ainsi

TABLEAU 9. CONCENTRATIONS DE FLUORURES DANS LES PLANTES À PORT MAITLAND, LONG HARBOUR, KITIMAT ET SAINT-RÉGIS

CAS	ESPÈCES	DISTANCE ET DIRECTION	MOYENNE DES FLUORURES (ppm F par poids sec)														
			1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
PORT MAITLAND	Foin	Voisinage de l'usine	3 à 191	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LONG HARBOUR	Sapin baumier	5 km NE[a]	-	-	-	-	-	-	281	237	9,9[b]	-	-	-	-	-	-
		10 km NE	-	-	-	-	-	-	141	149	6,1	-	-	-	-	-	-
		zone de contrôle	-	-	-	-	-	-	7	6,1	6,0	-	-	-	-	-	-
	Bryophytes	1 km NE	-	-	-	-	-	-	-	6066	-	-	-	-	-	-	-
		11,7 km NE	-	-	-	-	-	-	-	44	-	-	-	-	-	-	-
		zone de contrôle	-	-	-	-	-	-	-	11,3	-	-	-	-	-	-	-
	Lichens	1 km NE	-	-	-	-	-	-	-	2030	-	-	-	-	-	-	-
		3,1 km NE	-	-	-	-	-	-	-	921	-	-	-	-	-	-	-
		12 km NE	-	-	-	-	-	-	-	15,5	-	-	-	-	-	-	-
		zone de contrôle	-	-	-	-	-	-	-	6,4	-	-	-	-	-	-	-
	Framboisier	5 km NE	-	-	-	-	-	-	-	13,6[c]	-	-	-	-	-	-	-
		10 km NE	-	-	-	-	-	-	-	5,2	-	-	-	-	-	-	-
		zone de contrôle	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-
	Bleuet	10 km NE	-	-	-	-	-	-	-	2,4[c]	-	-	-	-	-	-	-
		zone de contrôle	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-
KITIMAT	Végétation arborescente	voisinage de l'usine	-	-	-	-	181,9	201,7	226,9	201,3	99,1	53,0	-	-	-	-	-
	Cèdre	"	-	-	-	-	———	———	———	164,6	———	———	-	-	-	-	-
	Pruche	"	-	-	-	-	———	———	———	141,9	———	———	-	-	-	-	-
	Épinette	"	-	-	-	-	———	———	———	123,5	———	———	-	-	-	-	-
	Aulne	"	-	-	-	-	———	———	———	320,4	———	———	-	-	-	-	-
	Sapin	"	-	-	-	-	———	———	———	115,8	———	———	-	-	-	-	-
	Saule	"	-	-	-	-	———	———	———	1940,0	———	———	-	-	-	-	-
SAINT-RÉGIS	Zone en friche	1,6 km NE	-	-	-	456	597	361	137	128	192	-	-	88	72	43	43	71
	Pâturage	2,0 km NE	-	-	-	-	-	66	71	76	116	51	95	37	16	23	29
		4,1 km NE	-	-	-	64	79	56	54	29	71	21	23	14	11	13	25
	Fève	voisinage de l'usine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,36 (0,64)[d]
	Chou	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11,96 (9,34)
	Carotte	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15,54 (6,4)
	Maïs	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,54 (0,7)
	Navet	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	45,17 (2,6)
	Courge	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,44 (0,63)
	Pomme de terre	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,34 (22,0)
	Laitue	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32,5 (11,3)
	Feuilles de betteraves	"	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20,22 (3,8)

a: la zone au nord-est est celle située sous les vents dominants pour Long Harbour et Saint-Régis.
b: en 1975, la production de l'ERCO a été complètement arrêtée.
c: concentration exprimée en ppm F par poids frais, la norme canadienne pour la consommation étant de 2 ppm F (poids frais).
d: les valeurs entre parentheses correspondent aux concentrations pour des légumes non contaminés (OMS, 1970).

enregistrées à Long Harbour sur le sapin baumier, les bryophyque celles mesurées à Saint-Régis dans des zones en friche et dans des pâturages, montrent toutes une baisse des concentrations de fluorures au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source (tableau 9). La zone la plus affectée est localisée dans un rayon d'environ 4 à 5 km sous les vents dominants. La zone végétale non affectée par les émissions débute à environ 19 km de la source et ce, sous les vents dominants.

À Port Maitland, le peu de connaissance n'a pas permis aux commissaires d'interpréter les résultats obtenus sur les échantillons de foin (tableau 9). Cependant, il est évident que les concentrations de fluorures supérieures à 40 ppm F durant la période de croissance ont dû entraîner des problèmes d'intoxication chez le bétail sans nécessairement affecter les plantes elles-mêmes.

D'autre part, à Long Harbour et à Saint-Régis, les commissaires ont apporté une attention particulière aux concentrations de fluorures contenus dans les fruits et les légumes cultivés à proximité des implantations industrielles. Selon la CPHA (1978), l'ingestion de fruits sauvages poussant sous les vents dominants présente un risque jusqu'à 10 km au nord-est de l'usine puisque les concentrations mesurées sont supérieures à la norme canadienne de 2 ppm F (poids frais). Quant aux légumes produits localement, leur consommation ne présente pas de danger pour la santé humaine à Long Harbour (CPHA, 1978). Toutefois, à Saint-Régis, la comparaison des données entre les légumes recueillis en 1981 et des légumes non contaminés montre, selon Selikoff (1983), des évidences d'une contamination environnementale dans la région.

En ce qui concerne l'évaluation des relations entre les concentrations de fluorures dans l'air ambiant et les impacts sur les plantes, l'information principale provient des recherches réalisées par Sidhu (1978, 1979, 1981, 1982) dans la région de

Long Harbour. Ainsi, les concentrations critiques de fluorures dans l'air ambiant entraînant l'apparition de symptômes sur le feuillage sont de 0,20 $_{u}g/m^3$ pour les conifères et de 0,40 $_{u}g/m^3$ pour les arbres à feuilles décidues et ce, pour une période d'exposition de deux ans (Sidhu, 1978), soit des concentrations atmosphériques similaires à celles avancées par Marier et Rose (1971). Toutefois, Sidhu (1981) ramène le niveau sécuritaire pour la végétation boréale à 0,29 $_{u}g/m^3/70$ j. Une telle concentration entraîne une accumulation de 20 ppm F, accumulation qui ne produit que très peu ou pas de symptômes visibles sur les conifères et les feuillus et qui peut être considérée comme sans danger pour les animaux s'en alimentant (Sidhu, 1981).

4.2.3 Faune

Tout comme pour la végétation, les fluorures émis par des sources industrielles peuvent, à certaines concentrations, avoir un impact négatif sur la faune domestique et indigène. Cette affirmation est confirmée notamment par les cas de Port Maitland (Hall, 1968), de Long Harbour (CPHA, 1978) et de Saint-Régis (Agriculture Canada, 1976).

Il est généralement établi que l'inhalation des fluorures atmosphériques contribue faiblement à la quantité totale de fluorures absorbés par l'animal dans une zone de pollution industrielle (Suttie, 1977). Une absorption excessive de fluorures par les animaux domestiques peut provenir d'une consommation de suppléments minéraux ou d'une eau fortement fluorurée, mais le plus souvent celle-ci est associée à l'ingestion du fourrage contaminé par les émissions industrielles de fluorures (Suttie, 1979). C'est d'ailleurs cette dernière raison qui est invoquée par les commissaires à Long Harbour et Kitimat pour expliquer les problèmes de santé des animaux (CPHA, 1978; Alcan Surveillance Committee, 1979).

Le type d'intoxication le plus souvent observé chez les animaux est l'intoxication chronique. Les facteurs influençant la toxicité des fluorures sont d'après Shupe et Olson (1983):

- la quantité de fluorures ingérés
- la durée de l'ingestion
- la disponibilité biologique des fluorures ingérés
- l'espèce animale impliquée
- l'âge de la bête
- la composition de la diète
- les fluctuations dans les niveaux d'ingestion des fluorures (ingestion intermittente)
- l'état général de santé de l'animal
- les effets de synergie avec d'autres substances
- d'autres facteurs de stress
- et la réponse biologique individuelle.

Parmi les différents facteurs plus ou moins complexes influençant la toxicité des fluorures, il est important de connaître le seuil de tolérance de différentes espèces envers les fluorures.

Étant donné leur importance économique, ce sont les animaux domestiques qui ont fait l'objet d'études les plus poussées. Par exemple, Suttie (1977) est parvenu à établir le seuil de tolérance dans le régime alimentaire de plusieurs animaux domestiques (tableau 10); à ces niveaux, le rendement des animaux n'est pas affecté. Toutefois, certains signes ou pathologies peuvent commencer à se développer à des seuils inférieurs, soit à des concentrations aussi basses que 20-30 ppm chez les veaux et génisses (in Kielback et Crampton, 1967; Krook et Maylin, 1979; Organisation mondiale de la santé, 1984). Pour leur part, Debackere et Delbeke (1978) mentionnent une concentration de 30 ppm comme limite supérieure acceptable alors que l'OCDE (in Bourbon et al., 1971) et Gordon et al. 1977) préconisent 20 ppm comme seuil de sécurité.

TABLEAU 10. SEUIL DE TOLÉRANCE EN FLUORURES DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES ANIMAUX DOMESTIQUES

ANIMAUX	SEUIL (ppm F)
Veaux et génisses	40
Bovins adultes et vaches laitières	50
Bovins à l'engraissement	100
Agneaux de lait	150
Brebis reproductrices	60
Chevaux	60
Porcs à l'engraissement	150
Truies reproductrices	150
Poulets de rôtisserie	300
Poules pondeuses	400
Dindes	400

(D'après Suttie, 1977).

Les symptômes les plus évidents d'une intoxication aux fluorures chez le bétail sont des lésions aux dents et à l'ossature. Pour les dents, les anomalies sont présentes principalement sur les incisives; elles sont causées par l'ingestion de fluorures durant la période de croissance (de quelques mois à l'âge de 30 mois environ). Par ailleurs, des claudications et des raideurs aux membres apparaissent à la suite d'une consommation prolongée de fluorures. Bien qu'il soit souvent difficile de déterminer la cause exacte de cette claudication, l'animal en n'éprouve pas moins des difficultés à se tenir debout et à brouter; ceci entraîne de graves problèmes d'alimentation (Suttie, 1977).

Ainsi, à Port Maitland, la présence de cas de fluorose chez les bovins est incontestable (Hall, 1968). Cependant, ces cas ne seraient pas aussi graves que ce qu'ont affirmé les éleveurs de la région. De plus, les commissaires n'ont pas trouvé d'effets négatifs sur la reproduction et la production (lait, viande de boucherie) des bovins de cette localité (Hall, 1968).

En ce qui concerne Saint-Régis, les fonctionnaires d'Agriculture Canada (1976) ont examiné 36 têtes de bétail. Vingt-cinq de ces animaux présentaient des symptômes réels ou potentiels de fluorose chronique. De plus, des raideurs et des enflures aux jointures des membres inférieurs des bestiaux de la région ainsi que des cas de fluorose dentaire, d'ostéosclérose, d'ostéonécrose et des malformations osseuses sont rapportés (Krook et Maylin, 1979). Une décroissance de la production laitière après huit ans d'exposition y a aussi été relatée par Maylin et Krook (1982).

Les divers symptômes mentionnés dans les deux cas industriels canadiens indiquent la présence d'une intoxication chronique des bovins vivant à proximité d'une source majeure d'émissions industrielles de fluorures.

Si nous examinons maintenant la situation qui prévaut chez les mammifères indigènes, les insectes, les oiseaux, les vers de terre et les poissons, nous obtenons aussi plusieurs résultats révélateurs d'une intoxication chronique près des lieux d'émissions industrielles de fluorures.

À Long Harbour, 75 % des 48 lièvres capturés au voisinage de l'usine présentaient des symptômes de fluorose dentaire (CPHA, 1978). À remarquer que ce sont des informations faisant mention de concentrations excessives de fluorures chez ces animaux sauvages, qui furent à l'origine de l'enquête de la CPHA (1978). Pour Kitimat, les informations s'avèrent très frag-

mentaires; nous savons néanmoins qu'une martre capturée près de l'aluminerie montrait un taux excessif de 8190 ppm F dans ses os (Alcan Surveillance Committee, 1979).

Murray (1981b) a résumé les principales données concernant l'accumulation des fluorures chez les vertébrés terrestres. Nous reproduisons au tableau 11 ces résultats enrichis par les données des commissions de la CPHA (1978) et de l'Alcan Surveillance Committee (1979). Ces deux dernières commissions ne fournissent pas cependant, les concentrations en fluorures pour des échantillons témoins, ce qui diminue la valeur de l'information concernant les animaux capturés à proximité de ces deux usines.

Essentiellement, les symptômes d'une intoxication aux fluorures chez les vertébrés terrestres sont les mêmes que ceux rapportés précédemment pour les animaux domestiques (Murray, 1981b). Ainsi, Kay et al. (1975) ont décrit chez le cerf-mulet des cas de fluorose osseuse tandis que Newman et Yu (1976) ainsi que Newman et Murphy (1979) ont tracé les grandes lignes des symptômes de fluorose chez le cerf à queue noire. Les vertébrés terrestres vivant à proximité de sources d'émissions accumulent des quantités considérables de fluorures dans leurs tissus (tableau 11), accumulation entraînant bien souvent des cas de fluorose (cerf-mulet, lièvre, martre d'amérique). Selon Rose et Marier (1977), il appert clairement que les espèces sauvages sont plus sensibles à la fluorose que le bétail. En effet, les facteurs qui influencent la gravité de la fluorose osseuse (alimentation particulièrement en hiver, effort physique, degré de variabilité individuelle,...) sont presque tous défavorables aux animaux sauvages contrairement aux animaux domestiques. De plus, la vulnérabilité accrue qu'une fluorose même légère peut créer dans une situation prédateur - proie augmente la susceptibilité des animaux sauvages à la toxicité des fluorures (Rose et Marier, 1977).

TABLEAU 11. ACCUMULATION DES FLUORURES CHEZ LES VERTÉBRÉS TERRESTRES

ORGANISME	TISSU	SITE	CONCENTRATION EN FLUORURES (ppm)		REFERENCES
			AMPLITUDE	MOYENNE	
Campagnol (*Microtus sp.*)	fémur	2-6 km d'une usine de phosphate	353 et 750	551,5	Kay, 1974
	fémur	zone de contrôle	-	136,6	
(*Microtus agrestis*)	fémur	voisinage d'un bassin de retenue des résidus de fluorine	-	2195	Wright et al., 1978
	fémur	zone de contrôle	-	117	
Castor (*Castor canadensis*)	fémur	voisinage d'une aluminerie	850	-	Alcan Surveillance Committee, 1979
Cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*)	côte	voisinage d'une aluminerie	2820 et 6809	4814	Newman et Yu, 1976
	côte	zone de contrôle	157 et 465	311	
(*Odocoileus hemionus columbianus*)	métatarsiens (> 2 ans)	< 6 km d'une aluminerie	1112 à 5426	3161	Newman et Murphy, 1979
	métatarsiens (> 2 ans)	zone de contrôle	73 à 89	81	
Cerf de virginie (*Odocoileus virginianus*)	mandibule	voisinage d'un complexe industriel	389 à 7125	3306	Karstad, 1967
	mandibule	zone de contrôle	167 à 560	408	
(*Odocoileus virginianus*)	fémur	voisinage d'une aluminerie	3475 à 5625	4315	Kay et al., 1975
	fémur	zone de contrôle	-	114,5	
Cerf mulet (*Odocoileus hemionus*)	fémur	voisinage d'une aluminerie et d'une usine de phosphate	610 à 6950	3237	Kay et al., 1975
	fémur	zone de contrôle	-	152,9	
Lièvre (*Lepus sp.*)	fémur	3 km NE d'une usine de phosphore élémentaire	8522	-	CPHA, 1978
Martre d'amérique (*Martes americana*)	fémur	voisinage d'une aluminerie	2345 à 8190	-	Alcan Surveillance Committee, 1979
Musaraigne (*Sorex sp.*)	fémur	1-6 km d'une usine de phosphate	1315 à 10500	4271	Kay, 1974
	fémur	zone de contrôle	-	493,8	
(*Sorex arcensis*)	fémur	voisinage d'un bassin de retenue des résidus de fluorine	-	1826,9	Wright et al., 1978
	fémur	zone de contrôle	-	216	
Orignal (*Alces alces*)	fémur	voisinage d'une aluminerie	830	-	Alcan Surveillance Committee, 1979
Renard roux (*Vulpes vulpes*)	fémur	voisinage d'une aluminerie	850	-	Alcan Surveillance Committee, 1979
Souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*)	fémur	voisinage d'une usine de phosphate	288 à 1995	806	Kay, 1974
	fémur	zone de contrôle	-	143,8	
	fémur	4-5 km SE d'une[a] centrale électrique au charbon	401 à 643	501	Tourangeau et al., 1977
	fémur	avant le début des opérations	126 à 145	136	
	fémur	3,3 km E d'une[a] centrale électrique au charbon	164 à 662	361	Tourangeau et al., 1977
	fémur	avant le début des opérations	80 à 418	186	
	fémur	3 km NO d'une[a] centrale électrique au charbon	123 à 181	151	Tourangeau et al., 1977
	fémur	avant le début des opérations	61 à 170	110	
(*Apodemus sylvaticus*)	fémur	voisinage d'un bassin de retenue des résidus de fluorine	-	4387	Wright et al., 1978
	fémur	zone de contrôle	-	493,8	
Tamia rayé (*Eutamias sp.*)	fémur	2-6 km d'une usine de phosphate	420 à 1914	901	Kay, 1974
	fémur	zone de contrôle	-	103	

a: les animaux ont été capturés 5 mois après le début des opérations.

Revu et augmenté à partir de Murray (1981).

Une seule commission s'est penchée sur l'étude des abeilles, la commission Hall (1968) à Port Maitland. Selon l'expert entendu, les fluorures seraient toxiques pour les abeilles (Tanner in Hall, 1968). De son côté, Weinstein (1977) mentionne que même si les abeilles sont très sensibles aux fluorures, elles semblent tolérer l'acide fluorhydrique (HF), la toxicité découlant probablement de l'ingestion de fluorures contenus dans le pollen et le nectar ou par d'autres voies.

Plus récemment, les travaux de Murray (1981b), réalisés en Australie, indiquent que les insectes vivant à proximité de sources d'émissions industrielles ont des concentrations de fluorures dans leurs tissus du double de ceux récoltés dans un secteur non pollué. D'après Murray (1981b), les fluorures présents dans le milieu agissent principalement comme une nouvelle pression de sélection: celle-ci influence les génotypes sur plusieurs générations et induit le développement d'une résistance face aux fluorures.

Pour les oiseaux, les données sont très peu nombreuses. Leur mobilité empêche, dans la plupart des cas, de procéder à l'échantillonnage de spécimens qui sont demeurés dans une région contaminée pendant une longue période. Toutefois, Rose et Marier (1977) rapportent qu'en général, les oiseaux granivores dont la vie est courte présentent dans leurs os, des concentrations de fluorures moins élevées que les espèces omnivores dont la vie est plus longue.

Quant aux vers de terre, une étude très récente de Garrec et Plebin (1984) montre que les vers, prélevés le long d'une vallée européenne soumise aux émissions de trois alumineries, accumulent du fluor dans leurs tissus. Il semble que dans les sols contaminés, la teneur en fluor des vers de terre soit directement reliée à la teneur en fluorure total de ces sols. Celle-ci est d'autant plus forte que l'on se rapproche des sources de contamination. Il semble même que ces annéli-

des accumulent du fluor provenant de formes liées ou complexées, et non pas uniquement du fluor libre généralement considéré comme la seule forme "biologiquement disponible" (Garrec et Plebin, 1984).

Les poissons et d'autres espèces marines ou d'eau douce tendent à accumuler des fluorures, en particulier dans leur squelette (incluant les nageoires) (in Goyer, 1980). Groth (1975) rapporte que des effets létaux à court terme peuvent se produire à des concentrations dans l'eau aussi faibles que 3 ppm F pour certaines espèces sensibles (truite arc-en-ciel par exemple), alors que d'autres espèces de poissons ne présentent aucune pathologie jusqu'à des concentrations de 100 ppm F. La température de l'eau, sa dureté, sa concentration en chlore ainsi que d'autres facteurs environnementaux comme l'âge et l'état physiologique du poisson sont autant d'éléments qui peuvent faire varier la toxicité d'une concentration donnée de fluorures (Groth, 1975), que cela soit de façon cumulée ou en synergie avec d'autres contaminants. Wiber (1969 in CCE, 1975) mentionne des effets défavorables sur l'embryogénèse des oeufs de poissons dans une eau ayant une concentration de fluorures de 1,5 ppm F. À la suite d'une revue exhaustive de la littérature sur les effets des fluorures, cet auteur considère qu'il est nécessaire de suggérer une concentration maximale de 1,5 ppm de fluorures dans l'eau pour le maintien et la préservation de la vie aquatique en eau douce.

Aux dires des commissaires de la CPHA (1978), les concentrations de fluorures mesurées dans les lacs et les étangs de Long Harbour (moyenne $< 0,5$ ppm F) ne peuvent pas être considérées comme préjudiciables aux populations de truites de ces plans d'eau. De plus, le dossier de Long Harbour révèle que les émissions atmosphériques de fluorures n'ont pas causé une augmentation suffisante des concentrations de fluorures dans les plans d'eau de la région pour entraîner un impact négatif sur les poissons (CPHA, 1978).

Chez les grenouilles, des expériences en laboratoire montrent que celles-ci meurent en une semaine, en présence d'une concentration de 900 ppm F. Une diminution des globules rouges et des globules blancs est aussi observée chez les grenouilles à une concentration de 5 à 300 ppm F (in Groth, 1975). Il faut également signaler que leurs oeufs subissent un retard dans leur développement embryonnaire lorsqu'ils sont soumis à une concentration de 1,0 ppm F. Il en est de même pour la métamorphose des têtards (in CCE, 1975).

En définitive, même si les fluorures peuvent avoir plusieurs effets négatifs sur la vie aquatique, ces effets ont été trop peu spectaculaires dans la réalité pour attirer une grande attention. Néanmoins, en l'absence de plus amples données scientifiques, le Conseil croit qu'il serait imprudent de supposer qu'aucun risque n'existe dans les eaux, surtout là où se déversent des effluents industriels.

4.2.4 Sol

Le fluor est un composant naturel de plus de 80 minéraux. Il est aussi présent dans la plupart des roches. Par exemple, pour des roches assez répandues, on trouve les teneurs moyennes suivantes (Davison, 1983):

- grès et grauwacke, 180 ppm F;
- andésite, 210 ppm F;
- calcaire, 220 ppm F;
- dolomie, 260 ppm F;
- basalte, 360 ppm F;
- gabbro et diabase, 420 ppm F;
- rhyolithe, 480 ppm F;
- argile schisteuse (shale), 800 ppm F;
- phonolite, 930 ppm F.

Cette réalité géologique contribue à la composition chimique des sols. Ainsi, les concentrations de fluorures dans les sols varient de moins de 20 ppm F à plusieurs milliers de ppm F, les concentrations les plus élevées se rencontrant dans les régions où l'on retrouve des gisements de phosphate ou des dépôts naturels de fluorures (Davison, 1983). En l'absence de tels gisements, les concentrations naturelles de fluorures dans les sols sont de l'ordre de 20 à moins de 1000 ppm F (N.A.S., 1971). Dans ces sols, la muscovite, la biotite et les autres micas sont les sources principales de fluorures (Davison, 1983).

En plus des apports naturels, les émissions industrielles jouent un rôle majeur dans l'augmentation des concentrations en fluorures des sols (Garrec et Plebin, 1984) et ce par:

- l'absorption des fluorures atmosphériques;
- le dépôt des fluorures particulaires;
- la litière contaminée;
- et les précipitations.

Les recherches menées par Sidhu (1982) à Long Harbour révèlent que la concentration en fluorures pour une seule précipitation, tant sous forme de pluie que de neige, varie de 0,36 ppm F (1,4 km de l'usine) à 0,01 ppm F (18,7 km de l'usine). Il en résulte au niveau de la litière, une moyenne de 930 ppm F pour la zone sévèrement atteinte par les émissions et de 17 ppm F pour la zone faiblement touchée (Sidhu, 1982). Au niveau de l'humus, les quantités de fluorures déposées par l'entremise des précipitations seraient au moins cinq fois plus élevées que celles provenant de la litière (Sidhu, 1982).

Dans les régions soumises aux émissions industrielles, les concentrations de fluorures dans le sol sont inversement proportionnelles à la distance de la source d'émissions (Sidhu,

1979; Polomski et al., 1982) tout comme chez les végétaux d'ailleurs. Des travaux de recherche montrent que sur une distance de 8,8 km à partir d'une aluminerie, la concentration de fluorures totaux décroît de 2700 à 616 ppm F (Polomski et al., 1982) alors que Sidhu (1979) mentionne des concentrations de fluorures diminuant de 1915 - 1138 ppm F (0,7 km de la source) à 26,1 - 18,7 ppm F (18,7 km de la source). À Saint-Régis, les émissions de l'aluminerie ne semblent pas avoir causé une augmentation de la teneur en fluorures dans la couche superficielle du sol au cours des années 1970, la concentration moyenne des fluorures à 1,4 km au nord-est de l'usine y étant de 450 ppm F (Emerson et Pearson, 1981). Toutefois, les efforts de recherche n'y ont guère été importants tout comme à Port Maitland (Hall, 1968). Actuellement, les chercheurs estiment l'augmentation annuelle du taux de fluorures dans les sols autour d'une aluminerie entre 4,5 et 18,0 ppm F (in Davison, 1983).

Selon Polomski et al. (1982), les fluorures atmosphériques s'accumulent dans l'horizon de surface et ils peuvent migrer à travers la rhizosphère[1]; le niveau d'accumulation des fluorures dans le sol va donc dépendre des apports atmosphériques mais aussi du taux de migration de ceux-ci dans le profil pédologique. D'après Murray (1984), on peut supposer que le fluorure de sodium représente la forme la plus mobile des fluorures, du moins durant le stade initial du processus de lessivage.

Les plus importantes composantes du sol, associées à la fixation des fluorures, s'avèrent être la présence d'aluminium, de calcium, d'argile, d'oxyde de fer, de matière organique et d'un pH légèrement acide (Murray, 1984). Les processus par lesquels ces facteurs captent et fixent les fluorures dans les sols sont l'absorption, l'échange d'anions, la précipitation,

[1]Zone des racines.

la formation de combiné solide et la complexation[1] (Flühler et al., 1982).

Dans un sol de type loam limoneux, 98 % des fluorures, ajoutés pour fin d'expérience, ont été retenus dans le sol (MacIntire et al., 1948 in Murray, 1984). D'autres recherches menées sur des loams ont donné des valeurs se situant entre 75,8 % et 99,6 % et ce, en proportion de la teneur du sol en aluminium (MacIntire et al., 1955 in Murray, 1984). Pour sa part, Murray (1983) rapporte que la rétention des fluorures dans un sol sableux podzolique varie entre 94,9 et 98,4 %. Poursuivant sa recherche sur ce type de sol, Murray (1984) note une très forte capacité de rétention des fluorures malgré la grande perméabilité et l'absence relative de structure. En supposant que ces travaux de laboratoire puissent être transposés dans des conditions naturelles, Murray (1984) suggère qu'il est improbable que les émissions de fluorures atmosphériques provenant d'industries avoisinantes entraînent une pollution de la nappe phréatique dans ce type de sol. Le Conseil croit que la situation pourrait cependant être tout autre dans des sols où la nappe phréatique affleure à la surface (gleysol par exemple). Des études seraient nécessaires pour approfondir ce domaine de même que pour les sols où la teneur en aluminium s'avère réduite.

Pour le toxicologue, les fluorures disponibles biologiquement dans le sol sont les plus intéressants puisqu'ils peuvent affecter les plantes et les animaux (Smith, 1983) alors que les fluorures inertes ont très peu d'impacts connus sur le monde vivant. Ainsi Gilpin et Johnson (1980) ont mesuré les fluorures totaux, les fluorures solubles à l'eau et les fluorures échangeables dans 55 sols (limon et argile): les résultats donnent respectivement comme concentration moyenne 377 ppm F,

[1]Une molécule et/ou un ion dans lequel un atome central est lié à d'autres atomes en nombre supérieur à la charge ou au degré d'oxydation de l'atome central.

0,4 ppm F et 21,7 ppm F. De son côté, Sidhu (1979) rapporte que les fluorures solubles représentent approximativement 3 % des fluorures totaux contenus dans un sol à Long Harbour: les concentrations de fluorures solubles y sont de 9,7 - 60,2 ppm F par rapport à des concentrations de fluorures totaux de 1138 - 1916 ppm F et ce, à 0,7 km de la source d'émission (Sidhu, 1979). Passant en revue la plupart des travaux sur le sujet, Polomski et al. (1982) en concluent que pour les sols non contaminés, les fluorures solubles à l'eau constituent une petite fraction allant de 1 à 5 %, alors que ce pourcentage s'élève de 15 à 20 % dans les sols contaminés.

Si on examine maintenant les relations qui existent entre les fluorures contenus dans le sol et les plantes, trois grandes caractéristiques peuvent être dégagées (Weinstein, 1983):

1. la quantité de fluorures normalement accumulée par les végétaux à partir du sol est faible;

2. les fluorures ajoutés au sol par l'entremise des engrais ont un léger effet sur le bilan des fluorures contenus dans les récoltes;

3. les plantes croissant sur des sols acides ont tendance à avoir une concentration plus élevée de fluorures que celles poussant sur des sols calcaires.

En fonction de la troisième caractéristique, il est possible qu'à long terme, l'exposition de certains sols aux précipitations acides puissent augmenter la solubilité de certains composés fluorurés et provoquer possiblement une augmentation de l'accumulation des fluorures contenus dans les plantes croissant sur ces sols (Weinstein, 1977).

En résumé, les fluorures sont des composants naturels de la plupart des sols. Les émissions industrielles entraînent une accumulation de fluorures en relation étroite avec les quantités rejetées, accumulation qui décroît à mesure que l'on s'éloigne de la source d'émission. Les travaux de Murray (1983, 1984) montrent que certains sols ont une grande capacité à fixer les fluorures, propriété qui empêche ceux-ci d'atteindre la nappe phréatique du moins lorsque celle-ci est profonde. Toutefois, plusieurs caractéristiques du sol, telle la faible teneur en aluminium ou encore son acidité, peuvent réduire cette capacité de rétention. D'après Polomski et al. (1982), les fluorures solubles à l'eau représenteraient de 15 à 20 % de la fraction contenue dans les sols contaminés. Ces fluorures peuvent être absorbés par les racines des plantes et/ou encore être lessivés. Par ailleurs, il est bon de souligner que les fluorures qui s'accumulent en grande quantité dans le sol peuvent avoir à long terme, un impact sur l'écosystème car ne l'oublions pas, le sol et la roche en place constituent le premier niveau de l'écosystème notamment pour les micro-organismes et les chaînons trophiques subséquents.

4.2.5 Écosystème

Dans l'étude des relations entre les organismes vivants et leur milieu, la notion d'écosystème désigne des unités fonctionnelles (Ramade, 1978), composées de parties vivantes (biocénose) et de parties inertes (biotope), dont les effets réciproques forment un système relativement stable et ouvert (Dajoz, 1971) où interviennent des processus cycliques. Un lac constitue un bon exemple d'écosystème.

L'écosystème est un milieu susceptible de subir des transformations et par homéostasie[1], de lutter contre ces transforma-

[1]Capacité d'autorégulation d'un système biologique lorsque varient les conditions du milieu.

tions. Parmi les causes de changement des écosystèmes, l'homme joue un rôle fondamental, particulièrement depuis l'avènement de l'industrialisation. Les émissions de fluorures d'origine industrielle sont susceptibles de causer des impacts sur la végétation, la faune et le sol et de ce fait, sur l'homme; il est donc essentiel d'étudier le comportement des fluorures à l'intérieur de l'écosystème, et d'en réduire les effets.

Cette première considération nous amène tout naturellement à examiner la circulation générale des fluorures dans les écosystèmes. Bien que les quantités mises en jeu soient assez mal connues, l'origine et le cheminement des fluorures à l'intérieur de la biosphère ont pu être esquissés par Shupe (1983). La figure 3 représente le cycle des fluorures à l'intérieur de la biosphère. Il permet de revoir les principales informations obtenues précédemment dans un cadre plus dynamique. À la lumière de ce modèle, il serait illusoire de croire que les fluorures puissent agir sur une composante de l'écosystème sans avoir de répercussions sur les autres.

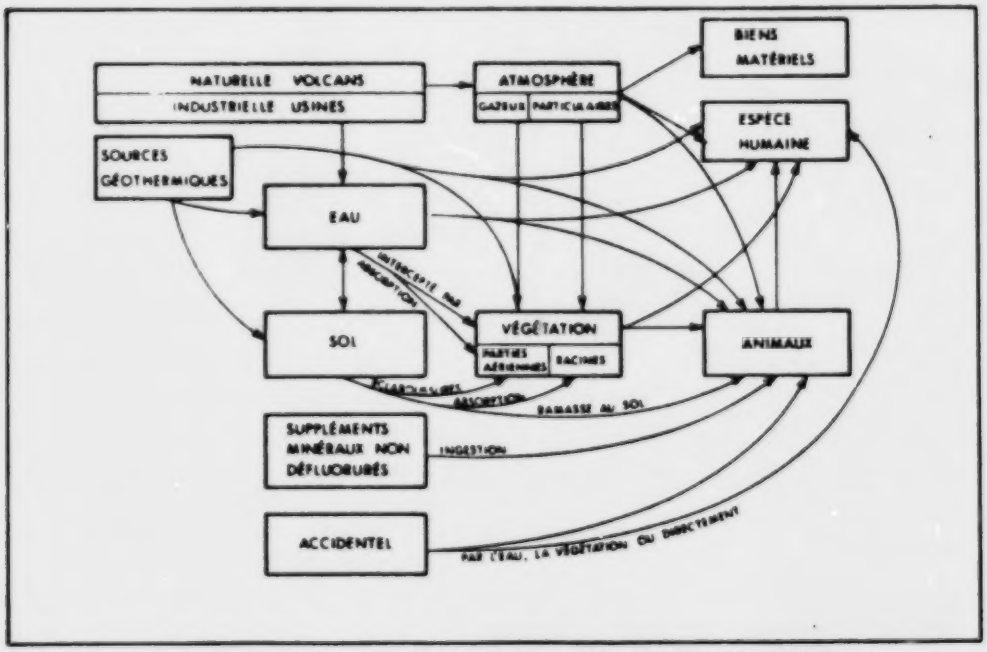


Figure 3 Cycle des fluorures dans la biosphère (d'après SHUPE , 1983)

Les fluorures sont émis de façon naturelle principalement par le volcanisme, et de façon anthropique par l'industrie. Ces émissions, rejetées en grande partie dans l'atmosphère, se présentent sous forme gazeuse ou particulaire. Les fluorures atmosphériques sont ensuite absorbés par les végétaux, les animaux et l'homme (figure 3). À la lumière des informations connues, l'absorption mesurée des fluorures d'origine industrielle provoque des problèmes de santé chez les humains vivant aux alentours d'une source industrielle, dont les émissions atmosphériques ne subissent pas d'épuration. Aussi, les végétaux et les animaux subissent des dommages suite à une exposition chronique aux fluorures d'origine industrielle.

Pour la végétation, des lésions sévères allant d'un ralentissement de la croissance jusqu'à la mort des espèces concernées ont été clairement établies. Ces impacts se rencontrent dans un rayon de 19 km de l'usine avec une zone d'impact maximum, située de 0 à 5 km de la source d'émission. Les émissions de fluorures peuvent entraîner une accumulation telle que les fruits poussant à proximité de l'usine deviennent impropres à la consommation humaine. Ainsi, à Long Harbour sur une distance de 10 km au nord-est de l'usine, les fruits récoltés présentaient une concentration de fluorures supérieure à la norme canadienne de 2 ppm F (base humide).

La concentration de fluorures dans l'air ambiant, non dommageable pour la végétation, a été établie à 0,29 $_{\mu}$g Fg/m^3/70 j. Une exposition pendant deux ans à une telle concentration entraîne une accumulation de 20 ppm F, accumulation qui se veut sans danger pour la plante ou pour l'animal qui la consomme.

En ce qui concerne la faune, les fluorures industriels ont un impact négatif certain sur nombre d'espèces domestiques et indigènes. L'absorption des fluorures se faisant par voie digestive, une attention particulière doit être apportée aux

concentrations de fluorures contenues en particulier dans le fourrage. Bien que les animaux, tout comme les végétaux d'ailleurs, aient une tolérance variable selon les espèces, il est de plus en plus prouvé que les herbivores vivant à proximité des usines sont pour la plupart affectés par des émissions industrielles élevées. Ainsi, les bovins, qui se nourrissent de fourrage à proximité de certaines sources industrielles de fluorures, ont montré des cas fréquents de fluorose dentaire de même que d'autres affectations associées aux fluorures. Par ailleurs, il semble que les animaux sauvages soient plus sensibles aux fluorures que les animaux domestiques, étant donné les pressions très fortes exercées par leur milieu de vie. Les normes qui permettent d'assurer une certaine sécurité du bétail sont généralement de 35 - 40 ppm F comme moyenne annuelle, de 60 ppm F à ne pas excéder plus de deux mois consécutifs, et de 80 ppm F à ne pas dépasser plus d'un mois.

Chez certains insectes, on note une accumulation de fluorures dans les tissus et le développement probable d'une résistance aux fluorures de la part des individus. En ce qui concerne les oiseaux, les informations sont fragmentaires et ne permettent pas de tirer de conclusions solides.

Pour les poissons, on a rapporté des effets létaux à court terme chez la truite arc-en-ciel (espèce sensible) à une concentration de 3,0 ppm F. De plus, des effets défavorables sur l'embryogénèse des oeufs de poissons et de grenouilles sont mentionnés à des concentrations respectives de 1,5 et 1,0 ppm F. On estime donc que des teneurs inférieures à 1,0 - 1,5 ppm F seraient requises pour le maintien et la préservation du milieu aquatique en eau douce.

Poursuivant l'étude du cycle des fluorures à l'intérieur de la biosphère (fig. 3), nous savons que la relation entre les fluorures contenus dans le sol et les plantes est petite. En

effet, on estime que la quantité de fluorures normalement accumulée par les végétaux à partir du sol est faible. Aussi, le transfert des fluorures contenus dans le sol à la nappe phréatique sous-jacente s'avère généralement faible, étant donné la grande rétention des fluorures dans le sol (Murray, 1983). Malgré le peu d'échanges entre les fluorures du sol, la végétation et la nappe phréatique, les fluorures qui s'y accumulent peuvent avoir des impacts importants sur la microbiologie et la chimie du sol, et entraîner à long terme des effets significatifs sur l'écosystème (Murray, 1983).

Il est aussi important de mentionner les effets des fluorures sur les matériaux. Les fluorures attaquent les objets à des vitesses et à des degrés variables, dépendamment de leur concentration, de leur nature et des matériaux en présence. Les matériaux à base de silice et de silicate sont les plus sensibles. Le verre, par exemple, est très sensible aux fluorures; il devient dépoli et perd sa transparence (Labrie, 1977). Ainsi, à Port Maitland et à Saint-Régis, des dommages aux vitres des voitures et des maisons ainsi qu'à la peinture des véhicules stationnés à proximité des usines ont été dûment rapportés par les commissions d'enquête (Hall, 1968; Selikoff, 1983).

Des écrits traitant de l'accumulation et du transfert des fluorures entre les organismes, notamment des plantes aux herbivores, existent en assez grand nombre mais il est encore peu de documentation relative au cheminement réel des fluorures à travers toute la chaîne trophique allant des micro-organismes aux animaux supérieurs. D'après Groth (1975) et Murray (1981), il apparaît vraisemblable que les fluorures d'origine industrielle, émis dans l'environnement, circulent dans les chaînes trophiques tant terrestres qu'aquatiques. Ce phénomène commence à être étudié au niveau du sol où l'on sait que la majeure partie des fluorures vont s'emmagasiner.

Ainsi, une étude de Garrec et Plebin (1984) montre que dans les zones soumises à une pollution atmosphérique par les fluorures, la pollution du sol qui en résulte, si elle n'occasionne pas une grande accumulation supplémentaire au niveau des parties aériennes des plantes, entraîne une accumulation de fluor dans certains organismes de la faune du sol comme les vers de terre. Bien que cette accumulation de fluorures soit relativement modeste, ce phénomène doit être pris en considération car les vers de terre constituent les premiers maillons de la chaîne alimentaire pour de nombreux oiseaux et de petits mammifères. De plus, Garrec et Plebin (1984) signalent la possibilité que les vers de terre accumulent des fluorures liés et complexés, et non pas seulement des fluorures disponibles biologiquement comme on le pensait précédemment.

D'autres phénomènes liés à la toxicité des fluorures pour les écosystèmes restent à étudier comme:

- la combinaison des fluorures avec d'autres contaminants;

- la synthèse des fluorures inorganiques en fluorures organiques hautement toxiques.

La combinaison des fluorures avec d'autres contaminants a été très peu abordée jusqu'à maintenant. Au niveau théorique, nous savons qu'une substance combinée à une autre peut acquérir de nouvelles caractéristiques et devenir par exemple, très toxique; c'est ce qu'on appelle la synergie. Par contre, des effets d'antagonisme peuvent également survenir: une substance toxique se combinant à un autre produit devient inoffensive. McCune (1983) nous fait part d'une étude réalisée sur l'épinette de norvège et le pin écossais qui révèle que pour une région affectée à la fois pour l'acide fluorhydrique (HF) et le SO_2, les deux espèces paraissent avoir la même sensibi-

lité, alors que dans une région touchée soit par l'acide fluorhydrique (HF) soit par le SO_2, l'épinette de norvège est plus sensible que le pin écossais. Le manque de travaux scientifiques portant sur les interactions des fluorures avec d'autres substances ne nous permet pas d'évaluer l'impact de telles interactions sur l'écosystème. De tels travaux font défaut particulièrement pour les contaminants atmosphériques comme le SO_2, le NO_x et l'ozone.

En ce qui concerne la transformation des fluorures inorganiques en fluorures organiques, ici encore les informations sont très fragmentaires. En théorie, les organismes vivants ont la capacité de modifier une substance inorganique en substance organique. Par exemple, ce sont les bactéries du fond qui transforment le mercure inorganique en méthyl mercure (organique), hautement toxique pour l'homme. Les deux principaux fluorures organiques sont le fluoroacétate et de fluorocitrate, beaucoup plus toxiques pour les animaux que les fluorures inorganiques. La biosynthèse des organofluorures a déjà été démontrée chez certaines plantes tropicales (Groth, 1975). Il semble même que la capacité de synthétiser les fluorures organiques soit beaucoup plus répandue que ce que l'on croyait précédemment. Ainsi, des fourrages récoltés à proximité d'une usine de phosphate montrent des concentrations de 179 ppm de fluoroacétate et de 896 ppm de fluorocitrate (Lovelace et al., 1968 in Groth, 1975). Peters (1973) rapporte aussi la présence de fluorures organiques dans les os des bovins et des chevaux ce qui suggère, selon Groth (1975), un transfert à l'intérieur de la chaîne alimentaire. Pour sa part, l'Organisation mondiale de la santé (1984) souligne l'aspect conflictuel des évidences trouvées par les chercheurs et se dit d'avis qu'aucun risque sérieux n'existe à ce sujet.

Finalement, à l'examen des cas canadiens et de la littérature scientifique, il ressort qu'en l'absence de normes minimales relatives au contrôle des fluorures d'origine industrielle, de

nombreux impacts surviennent dans l'environnement terrestre et aquatique. Ceux-ci sont toutefois susceptibles de s'amoindrir à mesure que l'on s'éloigne du lieu d'émission pour disparaître à au-delà d'une vingtaine de kilomètres. Nous savons aussi que la bioaccumulation des fluorures à l'intérieur de la chaîne trophique, les phénomènes de synergie et d'antagonisme de même que la synthèse des fluorures organiques avec d'autres substances hautement toxiques sont autant d'éléments que les normes basées sur la dilution ne peuvent prendre en compte. Les normes limitant les émissions ou les concentrations de fluorures dans l'environnement doivent donc s'appuyer sur des critères écotoxicologiques. Toutefois, l'absence de pathologie liée aux fluorures chez les populations humaines résidant à proximité d'une source d'émissions, tel qu'il a été rapporté principalement par l'étude de Selikoff (1983), tend à démontrer que les fluorures, malgré des impacts négatifs sur la végétation et la faune, n'ont pas d'effets dommageables connus sur la santé publique; de ce fait, les normes actuelles ne présentent pas de risque pour la population. Néanmoins, l'augmentation de la quantité de fluorures à l'intérieur de la chaîne alimentaire chez l'homme (Rose et Marier, 1977; Leverett, 1982) incite à la prudence et à une révision régulière des différents apports de fluorures dans sa diète.

CHAPITRE 5. SITUATION AU QUÉBEC

5. SITUATION AU QUÉBEC

La principale source d'émissions industrielles de fluorures au Québec et au Canada est sans contredit l'industrie de l'aluminium. Au Québec, elle est responsable de 91 % des émissions de fluorures (Environnement Canada, 1976). Implantée en territoire québécois depuis 1902, cette industrie a connu une expansion rapide de sa capacité de production, particulièrement durant la Deuxième Guerre mondiale. Quarante ans plus tard, au début des années 80, nous assistons à sa modernisation de même qu'à une nouvelle croissance de sa capacité de production.

L'accroissement de 110 000 t à la capacité de production de l'aluminerie de Reynolds à Baie-Comeau, la construction par la société Alcan d'une nouvelle usine à La Baie (171 000 t), la réalisation d'une aluminerie de 220 000 t à Bécancour par le groupe Péchiney-Alumax-SGF et les annonces des projets d'Alcan à Laterrière, de Kaiser à Sept-Îles et d'Alu-Suisse à Lauzon sont autant d'événements qui démontrent le potentiel québécois de ce secteur d'activité économique. Il est prévu que dans la décennie en cours, la capacité de production va augmenter de 60 % pour passer de 904 000 tonnes métriques à 1 425 600 avec la mise en marche des alumineries à Baie-Comeau, Bécancour et Laterrière. Le Québec devrait donc continuer à être un des leaders mondiaux dans ce domaine de production.

La quantité totale de fluorures émise dans l'atmosphère par les alumineries québécoises depuis 1940 a été évaluée à 234 563 t alors que la quantité totale de fluorures émise par l'ensemble des activités industrielles, excluant le secteur de l'aluminium, n'est que de 21 111 t (in litteris Harvey, Environnement Québec, 1984).

Devant la croissance anticipée tant de la capacité de production de l'aluminium que des quantités de fluorures déjà déversées et qui continuent à se déverser dans l'environnement et à la lumière des informations sur les cas industriels canadiens, il apparaît primordial au Conseil de procéder à une évaluation des impacts de ces émissions sur les écosystèmes québécois et d'examiner la justesse des normes en vigueur au Québec.

5.1 Aperçu général

Au Québec, sept sources principales d'émissions industrielles de fluorures ont été identifiées, soit les alumineries des localités suivantes:

- Baie-Comeau,
- Alma,
- Jonquière,
- La Baie,
- Shawinigan,
- Melocheville,

ainsi que l'usine de fabrication de phosphore élémentaire de Varennes. À ces sept sources est venue s'ajouter au printemps de 1986 l'aluminerie de Bécancour (tableau 12). Éventuellement se joindront au groupe, les alumineries de Sept-Îles, de Laterrière et de Lauzon pour un total prévisible de 11 sources majeures d'émissions (figure 4). Ces onze industries seront responsables de la quasi totalité des émissions de fluorures dans notre environnement.

Les implantations industrielles actuelles et prévues se retrouvent toutes dans la partie méridionale du Québec, c'est-à-dire au sud du 52ième parallèle, là où réside l'ensemble de la population. La géographie des régions où se localisent de telles usines impose certes des contraintes environnementales qu'on ne peut oublier, que cela soit à cause du relief, de l'hydrographie, du climat, des populations humaines, etc. Nous en donnerons quelques grandes lignes.

5.1.1 Unités physiographiques

Au niveau physiographique, le Québec se subdivise en trois grandes unités: le Bouclier canadien au nord du Saint-Laurent, les Appalaches au sud du fleuve et entre ces deux mas-

FIGURE 4 : LOCALISATION DES PRINCIPALES SOURCES INDUSTRIELLES D'ÉMISSIONS FLUORURÉES

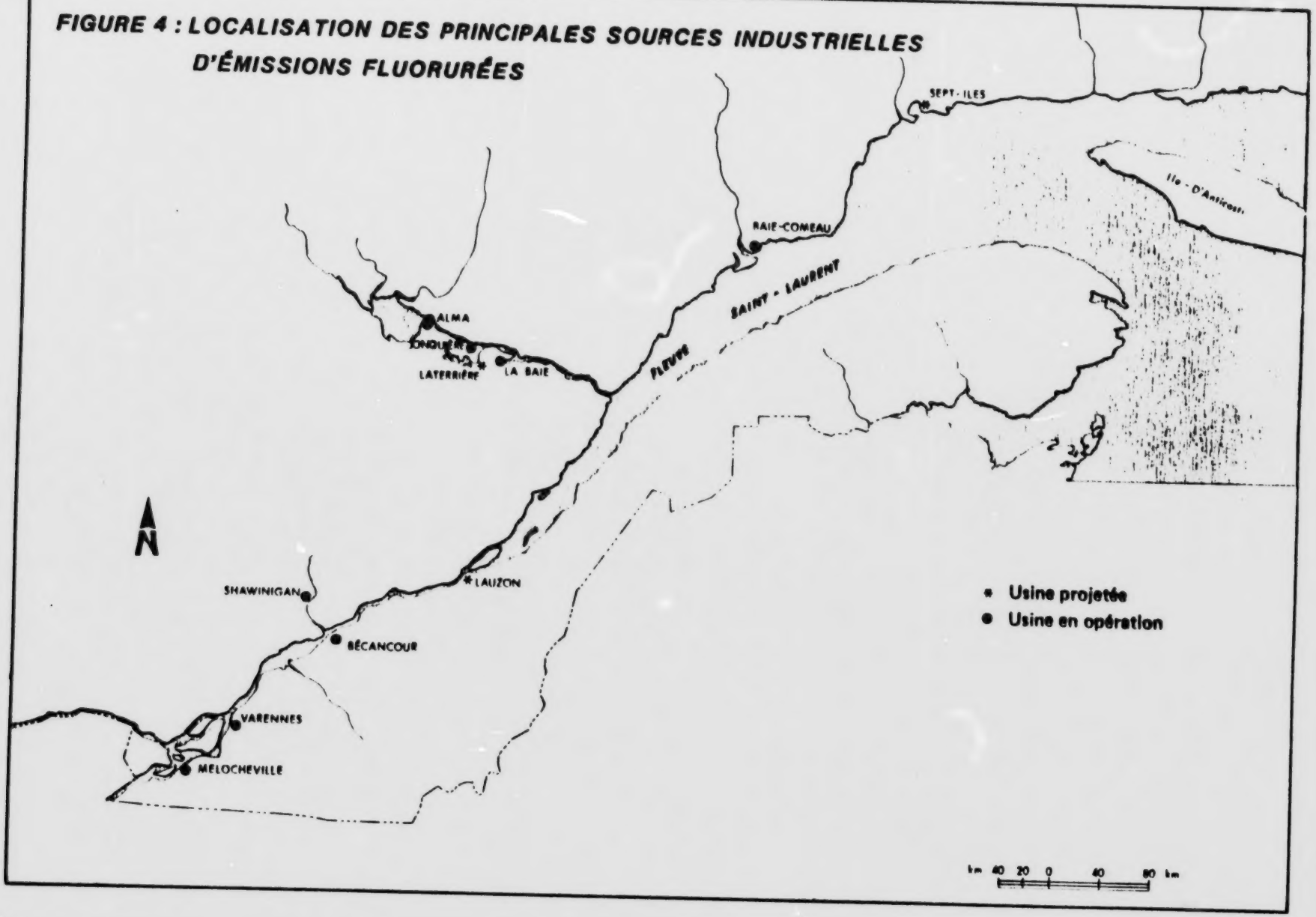


TABLEAU 12. LES HUIT PLUS IMPORTANTES SOURCES D'ÉMISSIONS INDUSTRIELLES FLUORURÉES AU QUÉBEC: APERÇU GÉNÉRAL

APERÇU GÉNÉRAL / SOURCES	BAIE-COMEAU	ALMA	JONQUIÈRE	LA BAIE	SHAWINIGAN	BÉCANCOUR	MELOCHEVILLE	VARENNES
PROPRIÉTAIRE	Société canadienne de métaux Reynolds Limitée	Société d'électrolyse et de chimie Alcan Limitée	Société d'électrolyse et de chimie Alcan Limitée	Société d'électrolyse et de chimie Alcan Limitée	Société d'électrolyse et de chimie Alcan Limitée	Péchiney - Alumax- SGF	Société d'électrolyse et de chimie Alcan Limitée	ERCO Ltée
NATURE DE LA PRODUCTION	Aluminium	Aluminium	Aluminium	Aluminium	Aluminium	Aluminium	Aluminium	Phoshore élémentaire
ANNÉE D'OUVERTURE	1957 1969[a] 1982[a]	1943	1926 1939[a]	1982	1901 1941[b]	1986 1991[a]	1942 1945[c] 1951[d]	1953
UNITÉ PHYSIOGRAPHIQUE	Bouclier canadien - région des Basses terres de la Côte-Nord et d'Anticosti	Bouclier canadien - région des Basses terres du lac Saint-Jean	Bouclier canadien - région des Basses terres du lac Saint-Jean	Bouclier canadien - région des Basses terres du lac Saint-Jean	Bouclier canadien - région des Hautes terres des Laurentides	Basses terres du Saint-Laurent	Basses terres du Saint-Laurent	Basses terres du Saint-Laurent
CLIMAT	Région du golfe du Saint-Laurent	Région des Basses-terres	Région des Basses-terres	Région des Basses-terres	Région de Montréal	Région de Montréal	Région de Montréal	Région de Montréal
VENTS DOMINANTS	Ouest et sud-ouest (40 %)	Nord-ouest (18 %)	Ouest (34 %) sous-dominants de l'est et sud-ouest	Ouest et ONO (30 %) Est et ESE (25 %)	Ouest (22 %)	Sud-Ouest (35 %)	Sud-Ouest (27 %)	Sud-Ouest (17 %)
NOMBRE MOYEN DE JOURS AU-DESSUS DE 5°C	159	175	180	174	194	-	207	201
NOMBRE MOYEN DE JOURS AU-DESSOUS DE 0°C	160	149	147	151	136	-	120	129

a: agrandissement de l'usine
b: construction d'une seconde aluminerie à Shawinigan. Celle de 1901 devient une câblerie
c: fermeture de l'aluminerie
d: réouverture de l'aluminerie

sifs, une zone déprimée occupée par les Basses terres du Saint-Laurent. Aucune des principales sources d'émissions industrielles de fluorures ne se retrouve dans les Appalaches.

Les implantations industrielles de Baie-Comeau, Alma, Jonquière, La Baie, Shawinigan et les projets de Sept-Îles et de Laterrière sont tous situés à l'intérieur du Bouclier canadien. Cette plus grande unité physiographique occupe 92 % du territoire québécois; plusieurs sous-unités ou régions physiographiques la caractérisent.

Ainsi, les installations de la Reynolds à Baie-Comeau, tout comme le projet de Kaiser à Sept-Îles, appartiennent à la même région du Bouclier, connue sous le nom de "Basses terres de la Côte-Nord et d'Anticosti". Caractérisé par un relief côtier accidenté, le substrat à Baie-Comeau se compose de gneiss et de schiste cristallin alors qu'à Sept-Îles, un batholite[1] d'anorthosite constitue l'assise rocheuse. L'aluminerie de Baie-Comeau est ceinturée à l'est et au sud-est par la baie des Anglais qui donne elle-même sur l'estuaire maritime du Saint-Laurent. À ce dernier endroit, le Saint-Laurent a une largeur de près de 50 km.

Les alumineries d'Alma, de Jonquière et de La Baie représentent la plus forte concentration de sources d'émissions fluorurées au pays. La construction éventuelle de l'aluminerie de Laterrière dans le même secteur pourrait accroître cette position[2]. Située à 200 km au nord de la ville de Québec, cette région constitue une enclave physiographique distincte au sein

---

[1]Les batholites sont des massifs intrusifs discordants de dimensions importantes (plus de 100 km^2).

[2]Dans cette hypothèse, la construction de l'aluminerie de Laterrière impliquerait la fermeture des plus vieilles salles de cuves aux installations de Jonquière qui ont des taux d'émissions beaucoup plus élevés que ceux des nouvelles salles de cuves projetées (verbatim, L. Tessier, Alcan).

du Bouclier canadien. L'enclave des "Basses terres du lac Saint-Jean" comprend une zone d'effondrement, le couloir du Saguenay, qui se prolonge vers l'ouest en une cuvette structurale (in Morissoneau, 1980) ayant l'allure d'une plaine. Le substrat est composé de lambeaux de roches sédimentaires (calcaires et schistes argileux), d'un batholite d'anorthosite et de roches gneissiques, le tout recouvert de dépôts meubles quaternaires d'épaisseur variable. Au Saguenay - Lac Saint-Jean, les anorthosites contiennent peu de F total (50 ppm) tandis que les lithologies gneissiques en contiennent jusqu'à 2800 ppm (Ouellet, 1979).

Au niveau hydrographique, un cours d'eau domine le paysage des Basses terres du lac Saint-Jean, la rivière Saguenay. De par certaines caractéristiques hydrologiques (marée, salinité, température...), on peut diviser le Saguenay en deux sections distinctes. La première, le haut Saguenay, qui s'étend du lac Saint-Jean jusqu'au barrage de Shipshaw, offre les caractéristiques d'une rivière puisque les eaux y sont douces et que la marée ne s'y fait pas sentir. L'aluminerie d'Alma se trouve dans cette portion du Saguenay. L'autre section de type estuarien est un véritable bras de mer le long duquel la marée et la salinité sont présentes. À Chicoutimi et à La Baie, les marées sont de l'ordre de 4 m allant jusqu'à 6 m au moment des grandes marées. Les alumineries de Jonquière et de La Baie sont construites à proximité de cette section estuarienne du Saguenay; il en serait de même si le projet d'une aluminerie à Laterrière venait à se concrétiser. Cette distinction entre les eaux salées et les eaux douces devra être prise en compte lors de l'examen des impacts locaux des émissions de fluorures sur le milieu aquatique.

La dernière aluminerie sise dans l'unité physiographique du Bouclier est celle de Shawinigan. Cette région des "Laurentides" s'élève abruptement au-dessus des Basses terres du Saint-Laurent et forme un relief de plateaux, découpés par un laby-

rinthe de vallées isolant des collines aux sommets arrondis. Shawinigan est située dans la vallée de la rivière Saint-Maurice, un affluent du Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Trois-Rivières. Le substrat se compose principalement de gneiss et de schiste cristallin.

En ce qui concerne les autres industries génératrices d'émissions fluorurées (Bécancour, Varennes, Melocheville), celles-ci sont toutes localisées à l'intérieur des Basses terres du Saint-Laurent. Il en va de même du projet d'aluminerie à Lauzon. Cette unité physiographique occupe une zone déprimée qui ne dépasse pas 100 m d'altitude. Étroite à Québec, cette région va s'élargissant vers le sud-ouest pour atteindre plus de 100 km à Montréal. Le paysage paraît dans l'ensemble très plat, il s'agit en fait d'une plaine argileuse percée de quelques monts isolés (les Montérégiennes), plaine qui s'élève doucement vers le sud et vers le nord pour rejoindre les massifs appalachiens et laurentidiens. Au niveau géologique, on rencontre principalement des grès, du calcaire et de la dolomie, des schistes et des ardoises. Toutefois, les affleurements sont rares dans l'ensemble puisque le substrat rocheux y est recouvert d'une épaisse couverture de dépôts meubles quaternaires (till et argile marine). À noter qu'une grande partie du terrain de l'aluminerie de Bécancour se retrouve dans la plaine inondable[1] du Saint-Laurent.

5.1.2 Climat

Les climats du Québec sont caractérisés par une extrême irrégularité du temps. L'utilisation de la température moyenne de juillet permet d'identifier les trois zones principales telles que proposées par Hamelin (1968):

- le Québec méridional;

[1] Plus précisément dans la zone de crues comprise entre les récurrences de 10 ans et de 100 ans.

- le Moyen Nord;
- le Grand Nord.

Dans le présent dossier, toutes les sources majeures d'émissions sont localisées à l'intérieur du Québec méridional. La température moyenne de juillet y est supérieure à 15°C et le régime pulviométrique varie entre 80 cm et 160 cm. Cette zone correspond aux domaines des forêts feuillue, mixte et boréale. Les climats du Québec méridional ont été divisés en régions, ce qui permet une analyse plus fine de la situation qui prévaut pour les différentes industries.

L'aluminerie de Baie-Comeau et le projet de Sept-Îles se retrouvent ainsi dans la région climatique du golfe du Saint-Laurent. Celle-ci possède un caractère plus maritime par rapport aux autres climats du Québec méridional: diminution des températures estivales (moyenne de juillet comprise entre 15°C et 17,5°C), réduction des amplitudes annuelles (moins de 30°C), adoucissement des températures hivernales...

La région climatique des Basses-terres englobe les installations situées au Saguenay - Lac Saint-Jean (Alma, Jonquière, La Baie). Les températures estivales sont de l'ordre de 17,5°C à 20°C en juillet. Une légère influence maritime et l'effet local d'altitude adoucissent les extrêmes et entraînent une réduction en amplitude du cycle thermique annuel. Au niveau pluviométrique, la cuvette du lac Saint-Jean représente une des régions du Québec méridional les moins arrosées (moins de 90 cm). La saison de croissance ($>5°C$) y dure près de six mois tandis que la période enneigée dépasse les cinq mois.

Finalement, la région climatique de Montréal comprend les installations de Shawinigan, Bécancour, Varennes et Melochevil-le. Cette région, la plus grande au Québec d'après l'ensemble

du régime annuel, présente des écarts saisonniers relativement réduits (amplitudes voisines de 30°C); cela assure un certain avantage avec des températures moyennes annuelles de l'ordre de 5°C et une saison de croissance d'une durée supérieure à 190 jours. L'enneigement y est d'une durée inférieure à 140 jours.

La direction dominante et la vitesse moyenne des vents (tableau 13) affichent des variations locales accentuées, fonction en partie du relief qui entoure le site. À noter qu'à Baie-Comeau, le relief crée un effet d'entonnoir pour les vents dominants de l'ouest et du nord-ouest, entraînant les émissions atmosphériques de fluorures au-dessus de la baie des Anglais, baie attenante au Saint-Laurent. Par ailleurs, à Jonquière, les vents dominants sont également de l'ouest avec des sous-dominants de l'est et du sud-ouest. Or, ce sont ces vents de l'est ainsi que ceux du sud-est qui entraînent les polluants au-dessus du quartier nord de l'ancienne ville d'Arvida, devenue aujourd'hui Jonquière, tandis que les vents de l'ouest affectent le quartier Saint-Jean-Eudes (Chicoutimi). À Shawinigan, Lavergne (1975) mentionne que la situation topographique est désavantageuse pour une bonne dispersion des polluants atmosphériques. Quant à l'usine de Melocheville, les vents dominants apportent les émissions fluorurées directement au-dessus de la partie habitée de la municipalité de Beauharnois.

5.1.3 Utilisation du territoire

Les figures 5a et 5b montrent l'emplacement exact des principales usines émettrices de fluorures de même que leur environnement immédiat sur une superficie d'un rayon approximatif de 2,5 km. Il s'agit là des milieux récepteurs qui ont encouru et qui encourt toujours le plus de risques de contamination de toutes sortes (atmosphériques, effluents, déchets) à cause des

TABLEAU 13. LES HUIT PLUS IMPORTANTES SOURCES POTENTIELLES D'ÉMISSIONS FLUORURÉES AU QUÉBEC: CARACTÉRISTIQUES INDUSTRIELLES

SOURCES / CARACTÉRISTIQUES	BAIE-COMEAU	ALMA	JONQUIÈRE	LA BAIE	SHAWINIGAN	BÉCANCOUR	MELOCHEVILLE	VARENNES
CAPACITÉ DE PRODUCTION (t Al/an)	273 000	73 000	432 000	171 000	84 000	220 000 (1ère phase)[a] + 110 000 (2e phase)	47 000	28 000 (t P/an)
TYPE DE CUVES	- 536 cuves Soderberg à goujons verticaux - 240 cuves à anodes précuites à alimentation centrale	cuves Soderberg à goujons horizontaux	- 1890 cuves Soderberg à goujons horizontaux - 822 cuves à anodes précuites	anodes précuites à alimentation centrale	cuves Soderberg à goujons horizontaux	anodes précuites à alimentation centrale	cuves Soderberg à goujons horizontaux	NE S'APPLIQUE PAS
NOMBRES DE CUVES	776	456	2 712	384	644	480 (1ère phase) + 240 (2e phase)	300	
FOURS DE CUISSON D'ANODES	non[b]	non	oui	oui	non[c]	oui	non	
USINE DE RÉCUPÉRATION DE CRYOLITHE	non	non	oui	non	non	non	non	
USINE DE FLUORURE	non	non	oui	non	non	non	non	

a: début de la production fixé à avril 1986
b: anodes assemblées à Baie-Comeau
c: anodes précuites à Jonquière.

ALMA

BAIE - COMEAU

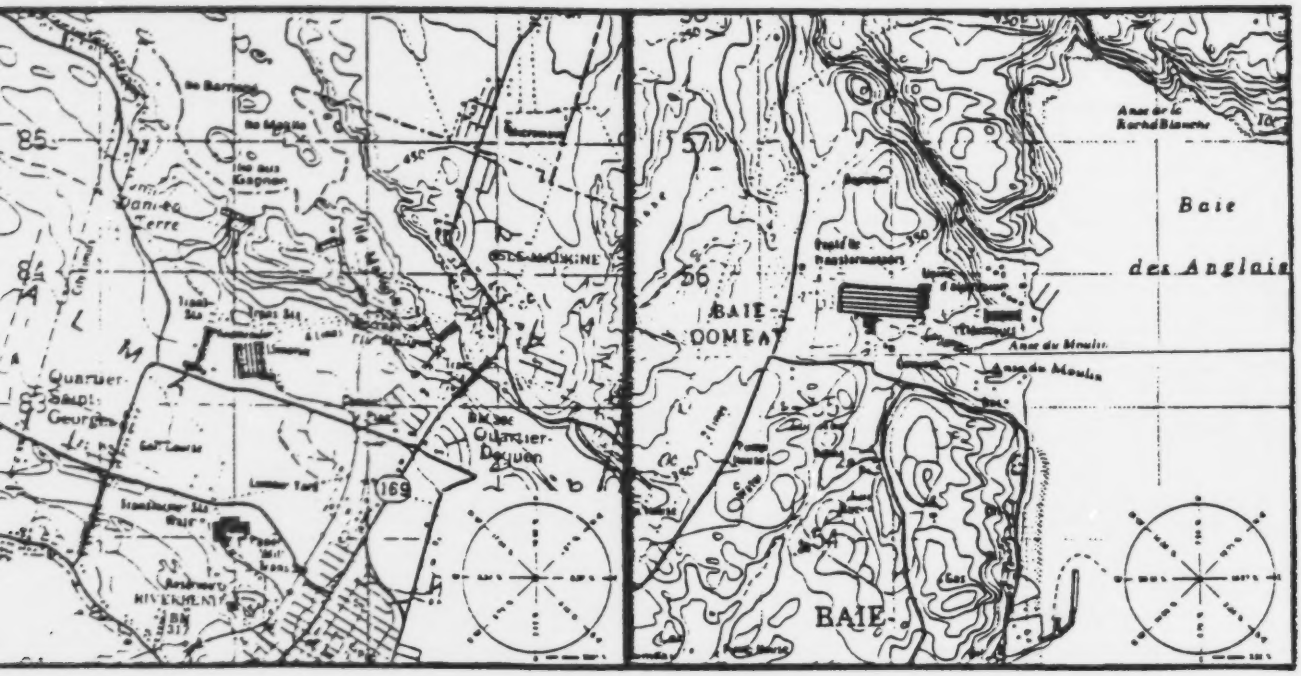
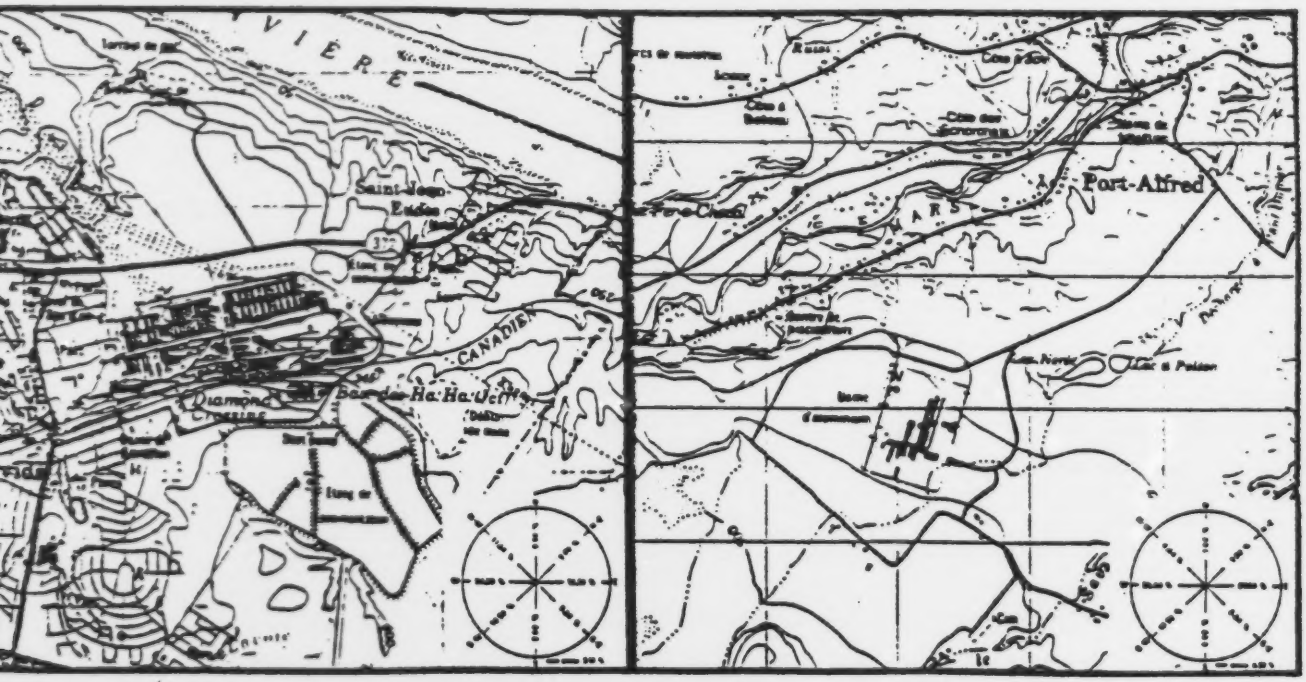


FIGURE 5a :

IONQUIÈRE

LA BAIE



ÉCHELLE 1 /50,000

SHAWINIGAN **BÉCANCOUR**

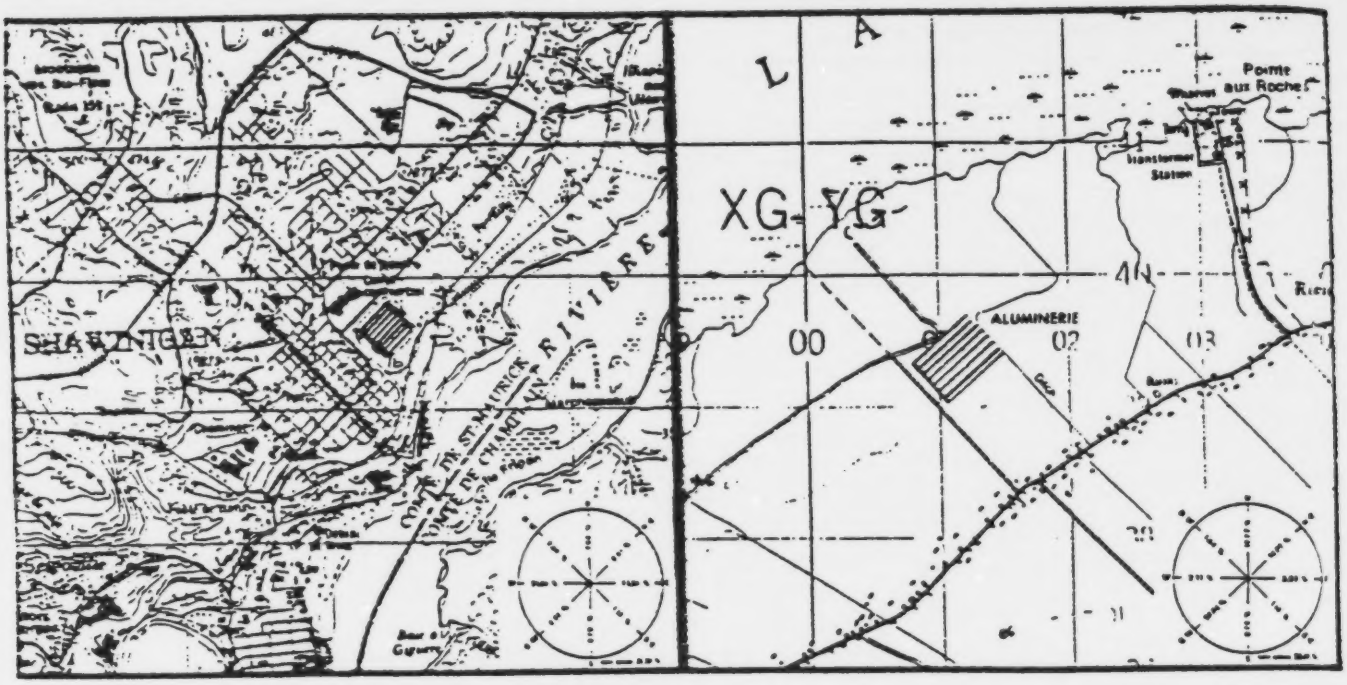
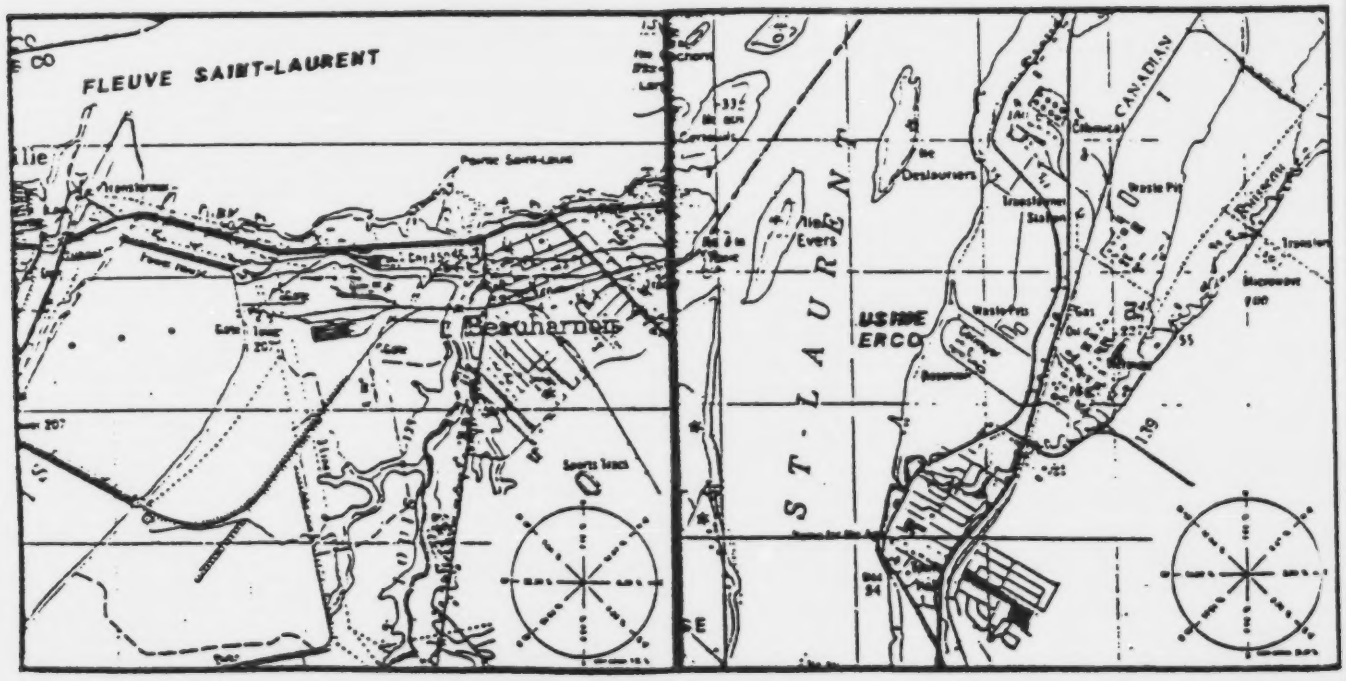


FIGURE 5b :

MELOCHEVILLE **VARENNES**



ÉCHELLE 1 /50,000

fluorures et des autres contaminants émis par celles-ci. Pour plusieurs localités (Alma, Shawinigan, Varennes et Melocheville), il se trouve également d'autres usines de nature et de taille variables dont les émissions diverses contribuent au stress global du milieu. À Jonquière, nous avons affaire à un véritable complexe industriel, bien différent de tous les autres arrondissements de par son ampleur.

En quatre arrondissements, soit à Baie-Comeau, Bécancour, Varennes et Melocheville, près du tiers des superficies représentées (figures 5a, 5b) sont de nature aquatique; le cours d'eau y est le même, en l'occurrence le Saint-Laurent avec ses étendues marécageuses notoires sur le littoral. D'autre part, il existe actuellement des quartiers urbains populeux à proximité des usines d'Alma, Jonquière, Shawinigan, Varennes et Melocheville. Aussi, une forêt de piètre qualité entoure l'usine de Baie-Comeau alors qu'une agriculture moderne était pratiquée encore jusqu'à récemment à La Baie, Bécancour, Varennes et Melocheville.

Dans l'ensemble, la dominante de l'utilisation des huit territoires étudiés est constituée d'éléments naturels: champs, friches, boisés, tourbières, potagers, parterres, espaces verts récréatifs.

5.2 Émissions industrielles de fluorures

La presque totalité des émissions de fluorures d'origine industrielle provient des sept alumineries existantes et d'une usine de phosphore élémentaire. Le reste des émissions origine de sources ponctuelles de faible importance en termes de rejets comme les briqueteries, les cimenteries, les manufactures de verre... (in Goyer, 1980). La primauté de l'industrie de l'aluminium dans le bilan total des fluorures industriels émis dans l'environnement et la présence d'une réglementation québécoise touchant spécifiquement les émissions fluorurées des alumineries ont incité le Conseil à effectuer un examen approfon-

di de la situation qui y prévaut. Néanmoins, nous poursuivrons la présentation de certaines caractéristiques de l'usine de phosphore de Varennes à titre de comparaison avec les cas canadiens de même que pour connaître si celle-ci excède certaines normes minimales reconnues pour les industries de l'aluminium.

5.2.1 Procédé de métallurgie de l'aluminium

Ã ce niveau de l'analyse, il nous semble utile de connaître davantage le procédé industriel qui génère les émissions fluorurées et entraîne des répercussions environnementales.

La matière première utilisée pour la production d'aluminium est l'alumine. L'extraction de l'alumine se fait à partir de la bauxite, minerai qui provient surtout des pays tropicaux ou subtropicaux (Guinée, Jamaïque, Brésil). Au Québec, on retrouve deux usines d'extraction d'alumine; celles-ci font partie du complexe Jonquière qui dessert les cinq alumineries de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée. Les autres compagnies importent leur alumine.

Subséquemment, la réduction de l'alumine calcinée (Al_2O_3) en aluminium s'effectue dans des cellules électrolytiques ou cuves lorsque l'électrolyte est traversé par un courant électrique continu. Le procédé est connu sous le nom de procédé Hall-Héroult, utilisé par toutes les usines d'aluminium du Québec.

Chaque cuve comprend deux parties principales: l'anode (électrode positive) et la cathode (électrode négative). La cathode est constituée de carbone contenu dans un caisson d'acier, lui-même revêtu à l'intérieur d'un produit réfractaire et de carbone. Selon le cas, les anodes sont préalablement cuites et mises dans les cuves (cuves à anodes précuites) ou cuites directement dans les cuves suite à l'addition de pâte d'anode

(cuves Soderberg à goujons horizontaux ou verticaux). Dans ce grand creuset repose l'électrolyte en fusion. Celui-ci se compose de cryolithe, soit un sel double de fluorures d'aluminium et de sodium, auquel on additionne d'autres composés fluorurés en petites quantités pour en modifier le point de fusion et d'autres propriétés. L'alumine y est évidemment ajoutée comme composé principal (près de 2 t pour 1 t Al) (figure 6).

En passant dans la cuve, le courant électrique effectue l'électrolyse. L'alumine est alors dissociée en ions Al^{3+} et en ion O^{2-}, qui sont réduits et oxydés respectivement en aluminium métallique et en oxygène libre. L'aluminium en fusion se dépose alors à la cathode et du gaz carbonique (CO_2) se dégage à l'anode. Les pertes de fluorures qui surviennent en cours d'électrolyse doivent être compensées au fur et à mesure pour maintenir une composition adéquate du bain de la cuve.

Finalement, l'aluminium en fusion est siphonné dans une poche de coulée et transféré dans des fours d'attente. C'est là que s'effectue le mélange d'aluminium provenant de différentes cuves et l'élaboration d'alliages. Après le contrôle analytique de sa composition, le métal est coulé en lingots ou encore, acheminé vers une salle de refonte. La figure 6 schématise le procédé électrolytique requis et les opérations connexes pour la production de l'aluminium.

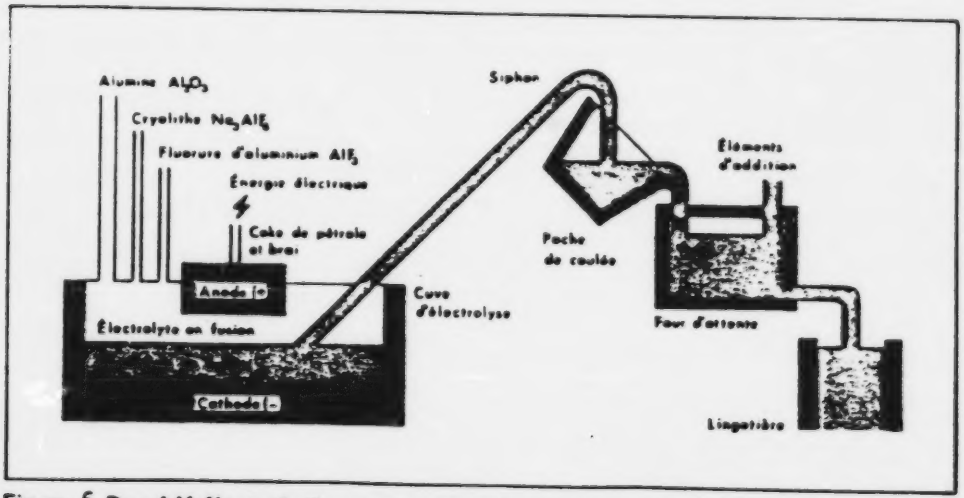


Figure 6 **Procédé électrolytique permettant la production industrielle d'aluminium**

En ce qui a trait au cas de Varennes, seule source importante de fluorures qui ne soit pas une aluminerie, c'est en chauffant à l'intérieur d'un four électrique un mélange composé de silice (2,9 t), de coke (1,7 t) et de roche phosphatique (10 t) riche en fluorures qu'une tonne de phosphore élémentaire peut être produite.

5.2.2 Différentes sources d'émissions fluorurées d'un complexe d'électrolyse de l'alumine

Afin de produire une tonne d'aluminium, il faut consommer de 33 à 35 kg de fluor (Sigmaster et Breyer, 1973; O.C.D.E., 1973). Pour la future aluminerie de Laterrière, la firme André Marsan & Associés (1982a) anticipe une consommation moindre, soit de 28 kg de fluorures totaux par tonne métrique d'aluminium produite. Il faudrait ainsi plus de 30 000 t de fluorures annuellement pour répondre à la capacité actuelle de production d'aluminium au Québec. D'après la loi qui veut "que rien ne se perd, rien ne se crée", les fluorures utilisés doivent obligatoirement s'échapper dans l'environnement ou se retrouver en fin de procédé sous forme de résidus et/ou de déchets puisque le produit final, l'aluminium, ne contient pas de fluor, sauf en traces.

Dans un complexe industriel de production d'aluminium, les pertes ou les émissions fluorurées proviennent principalement des:

- salles de cuves;
- disposition des brasques;
- fours de cuisson d'anodes;
- usine de récupération de cryolithe;
- usine de fluorures d'aluminium.

Au Québec, seules les installations de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan à Jonquière réunissent sur un même site toutes ces opérations (tableau 13). L'usine de fluorures[1] d'aluminium dessert les autres alumineries de la Société Alcan ainsi que celles de la Reynolds à Baie-Comeau et de Péchiney à Bécancour, alors que l'usine de récupération de cryolithe de Jonquière s'occupe également des installations d'Alma. Autre distinction entre les usines, les alumineries de Baie-Comeau, Alma, Shawinigan et Melocheville, toutes les quatre équipées de cuves Soderberg, ne requièrent pas de fours de cuisson d'anodes[2].

De toutes les sources de fluorures identifiées précédemment, la majorité des émissions proviennent des salles de cuves. Selon le type de cuves en opération, les quantités de fluorures émises vont différer. Quatre types principaux de cuves sont utilisés:

- Soderberg à goujons horizontaux;
- Soderberg à goujons verticaux;
- anodes précuites à alimentation latérale;
- anodes précuites à alimentation centrale.

Le tableau 13 identifie, pour chaque aluminerie, le type de cuves en opération. Dans les nouvelles installations, les cuves à anodes précuites à alimentation centrale sont le choix des constructeurs. Bien que ces cuves produisent plus d'émis-

[1]La nouvelle usine de fluorures a une capacité de 40 000 t métriques. Entrée en production en 1985, elle remplace une vieille usine d'une capacité de 50 000 t métriques bâtie au début des années 1940.

[2]L'agrandissement de l'usine de Baie-Comeau, pourvue de cuves à anodes précuites, requiert de telles anodes; elles sont importées des États-Unies et assemblées à Baie-Comeau.

sions de fluorures que les Soderberg, la conception même de celles-ci, jumelée à un système d'épuration amélioré, assure une baisse importante des quantités de fluorures rejetées dans l'environnement. Ainsi, par ordre décroissant, les cuves les plus polluantes sont les cuves Soderberg à goujons horizontaux, les cuves Soderberg à goujons verticaux, les cuves précuites à alimentation latérale et finalement les moins polluantes, les cuves précuites à alimentation centrale (agrandissement des usines de Baie-Comeau, La Baie, Bécancour).

Peu importe le type de cuve, on divise les émissions de fluorures en provenance des salles de cuves, en deux grandes catégories: a) les émissions primaires captées par les épurateurs et qui, après traitement, aboutissent à l'atmosphère et, b) les émissions secondaires qui s'échappent en partie du système d'épuration des cuves lors de l'ouverture des capots. Un pourcentage des gaz émis par la cuve s'échappe donc à l'intérieur de la salle de cuves. L'air ambiant des salles étant constamment renouvelée, ces gaz aboutiront finalement dans l'atmosphère par les lanterneaux du toit, constituant ainsi les émissions secondaires (in André Marsan & Associés, 1982b). On peut sans doute y ajouter une troisième catégorie, il s'agit de l'écume de surface générée en cours de procédé. Ce déchet ou résidu imprégné de fluorures doit être enlevé avant la coulée de l'aluminium aux fours d'attente (figure 6).

Pendant le fonctionnement normal des cuves, les fluorures sont libérés en plus grande quantité dans l'atmosphère lors des:

- cassages de la croûte;
- mise en service et arrêt des cuves;
- effets anodiques;
- erreurs humaines.

Les cassages de la croûte s'effectuent soit à l'aide de marteaux-piqueurs nécessitant l'ouverture des capots des cuves,

soit à l'aide de marteaux-piqueurs automatisés qui procèdent sans l'ouverture des capots assurant ainsi un meilleur contrôle des émissions secondaires. Les usines récentes (agrandissement à Baie-Comeau, La Baie, Bécancour) et les projets des futures alumineries ont recours à cette dernière technologie.

Les cuves fonctionnent 24 heures sur 24, trois cent soixante-cinq jours par année. L'on doit cependant interrompre le fonctionnement à tous les trois ou quatre ans afin de remplacer le revêtement cathodique des cuves. La double opération d'arrêt et de démarrage d'une cuve est génératrice d'émissions fluorurées importantes par celle-ci[1].

En définitive, une partie des fluorures ajoutés dans la cuve se dégage sous forme gazeuse ou particulaire et est récupérée selon le cas par des épurateurs; une deuxième partie est enlevée lors de l'écumage et il en est une autre qui se fixe dans les anodes et le revêtement cathodique. Ainsi, une cuve neuve absorbe rapidement des fluorures jusqu'à un certain degré de saturation. Plus la durée de vie d'une cuve est longue, plus le pourcentage de fluorures dégagés à l'atmosphère par rapport aux fluorures fixés dans la cuve devient grand. Les fluorures fixés peuvent constituer ultérieurement un problème de contamination ou de pollution. Par exemple, les mégots d'anodes des cuves à anodes précuites sont habituellement recyclées dans la fabrication de nouvelles anodes; le processus libère alors à l'atmosphère une partie des fluorures précédemment fixés. On retrouve des fours à cuisson d'anodes généralement là où des cuves à anodes précuites sont en opération (tableau 13).

Aussi, on estime à environ 33 kg la quantité de cathodes usagées (brasques) générées par tonne d'aluminium produite. Par les années passées, ces brasques étaient généralement déposées dans des sites d'entreposage en plein air. Or, la partie de

[1]Voir tableau 15.

carbone d'une vieille brasque contient de 10 à 20 % de fluorures. Des quantités de fluorures, ainsi que des cyanures et d'autres contaminants, étaient alors progressivement libérés dans le milieu hydrique avec les eaux de lessivage. Cette méthode d'entreposage a été modifiée récemment; les brasques sont maintenant entreposées soit dans des bâtisses avec plancher étanche, soit dans des lieux d'entreposage terrestres imperméables.

Par ailleurs, le complexe industriel de Jonquière comprend depuis 1940 une usine de récupération de cryolithe (URC). On y traite principalement la liqueur des épurateurs des salles de cuves des usines d'Alma et de Jonquière pour en récupérer les fluorures sous forme de cryolithe. Les boues "noires" résiduaires de ce procédé se composent surtout de carbone et d'alumine; elles contiennent aussi des fluorures de même que des cyanures et de l'ammoniaque en plus petites quantités. Par la suite, ces boues sont traitées à la chaux dans le circuit des usines d'alumine pour en précipiter les fluorures selon la meilleure technologie applicable avant d'être acheminées avec les boues rouges dans des bassins de sédimentation. Évidemment, des pertes de fluorures peuvent survenir tout au long de ce cheminement. Advenant le trop plein des bassins de sédimentation, il est prévu de retourner ces boues aux usines d'alumine pour y être recirculées dans le procédé. De plus, avant 1981, les brasques des cuves des cinq alumineries d'Alcan, entreposées temporairement aux installations de Jonquière, étaient aussi traitées à l'usine de récupération de la cryolithe. Cependant, ce traitement des brasques a dû être abandonné pour des raisons économiques et de surplus de cryolithe.

Quant à l'usine de fluorures d'aluminium également située à l'intérieur du complexe industriel de Jonquière, elle sert à fabriquer le fluorure qui procure à l'électrolyte ses caractéristiques appropriées de point de fusion, de densité et de

viscosité. Lors de la fabrication des fluorures d'aluminium, des fluorures sont évidemment perdus tant à l'atmosphère que dans certains résidus et les effluents. Par exemple, le résidu principal du procédé est le gypse qui contient des fluorures en petites quantités. Après complète neutralisation, ce résidu est déposé dans un parc à déchets à proximité de l'usine. En outre, les eaux de lavage des épurateurs de l'air sont traitées à l'usine de récupération de la cryolithe en même temps que les eaux de lavage des épurateurs des salles de cuves des usines d'Alma et de Jonquière. Ici encore, il convient d'évaluer les moyens d'épuration mis en place pour minimiser les rejets de l'usine de fluorures et de connaître l'efficacité des bassins de sédimentation dans la rétention des fluorures (cf. section 5.2.3).

Il s'avère donc primordial de savoir à la fois si le recyclage des vieilles anodes ne cause pas des problèmes de pollution, si les eaux de ruissellement provenant des sites d'entreposage des brasques (cathodes usagées) sont traitées adéquatement, si les boues noires originant de l'usine de récupération de la cryolithe ne s'échappent pas des bassins de sédimentation où elles sont finalement confinées, si les écumes sont récupérées adéquatement, etc. Nous reprendrons ce questionnement à la section 5.2.3.

Ce survol des différentes sources d'émissions fluorurées à l'intérieur d'une aluminerie démontre la complexité du cheminement des fluorures tout au long du procédé de fabrication de l'aluminium, et permet d'identifier les différents secteurs pouvant être couverts par des objectifs ou des normes gouvernementaux afin de protéger les milieux récepteurs contre une contamination par les fluorures.

5.2.3 Mesures de protection de l'environnement

Historiquement, le souci d'épurer les émissions n'est apparu qu'après la Seconde Guerre mondiale. Les impératifs de production engendrés par l'effort de guerre, l'absence de connaissance sur les dommages causés par les fluorures et un manque de technologie adéquate sont en grande partie responsable de cette situation. Ainsi de 1902 à 1946, les usines de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée ne possédaient aucun système d'épuration; les fluorures étaient directement émis dans l'environnement. Depuis cette époque, des progrès ont été accomplis dans tous les secteurs, en particulier au cours des dix dernières années.

Les fluorures émis dans l'environnement par les alumineries peuvent être représentés selon trois aspects distincts:

- émissions atmosphériques gazeuses et particulaires;
- effluents liquides;
- déchets solides.

Nous verrons dans les paragraphes qui suivent certains efforts d'épuration mis en oeuvre dans les salles de cuves, les fours de cuisson d'anodes, les effluents liquides et les déchets solides afin de minimiser les impacts à l'environnement.

5.2.3.1 Émissions atmosphériques des salles de cuves

On distingue à l'intérieur d'une salle de cuves des émissions primaires et des émissions secondaires. Cependant, seules les émissions primaires passent par un système d'épuration de l'air.

Les émissions primaires sont celles qui sont captées à la source par le système d'aspiration primaire, branché sur les hottes de chacune des cuves. Une hotte à fort débit d'aspiration capte les émissions et les achemine vers les unités de traitement. Deux procédés sont actuellement en opération au Québec (tableau 14): les procédés par voie humide et par voie sèche. Le procédé classique par voie humide (à lits de balles flottantes dans des tours de lavage) donne de bons résultats d'épuration pour les fluorures gazeux (95 %) et des performances moindres pour les fluorures particulaires (60 %). Toutefois, le procédé par voie humide doit s'accompagner idéalement d'installation de traitement et de recyclage des eaux de lavage, ce qui n'est pas toujours le cas.

Les vieilles installations d'Alma, de Jonquière, de Shawinigan et de Melocheville sont toutes équipées d'épurateurs à voie humide de type à lits de balles flottantes. Le rendement d'épuration de ces systèmes serait d'environ 70 % pour les fluorures totaux. Ces épurateurs sont venus remplacer, au début des années soixante-dix, des épurateurs moins performants[1] mis en place après la Deuxième Guerre mondiale. L'augmentation du taux de ventilation des cuves a aussi permis d'améliorer l'efficacité de la captation des émanations fluorurées. Pour l'aluminerie de Jonquière, l'installation éventuelle d'un système à voie sèche est irréalisable étant donné le manque d'espace entre les cuves et la vétusté de l'équipement en place. À Melocheville, l'une des deux salles de cuves a été desservie de décembre 1975 à novembre 1978 par un

[1] L'épurateur était alors constitué d'une chambre de lavage avec une solution alcaline pour une effifacité de 85 % pour les fluorures gazeux, et de 35 à 40 % pour les fluorures particulaires (Labrie, 1977).

TABLEAU 14. MESURES DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT EN VIGUEUR DANS LES ALUMINERIES QUÉBÉCOISES

ALUMINERIE / SOURCES	BAIE-COMEAU	ALMA	JONQUIÈRE	LA BAIE	SHAWINIGAN	BÉCANCOUR	MELOCHEVILLE
SALLES DE CUVES	Depuis 1984 - Voie sèche à lits d'alumine	Voie humide à lits de balles flottantes	Depuis 1973 - Voie humide à lits de balles flottantes	Depuis 1982 - Voie sèche à lits d'alumine	Voie humide à lits de balles flottantes	Depuis 1986 - Voie sèche à lits d'alumine	Voie humide à lits de balles flottantes
FOURS DE CUISSON DES ANODES	—	—	- Avant broyage des mégots, nettoyage afin d'éliminer le plus possible les fluorures Épuration plus complète prévue pour 1986	- Avant broyage des mégots, nettoyage afin d'éliminer le plus possible les fluorures - Voie sèche à lits d'alumine	—	- Avant broyage des mégots, nettoyage afin d'éliminer le plus possible les fluorures - Voie sèche à lits d'alumine	—
EFFLUENTS LIQUIDES	- En provenance des salles de cuves, ne s'applique pas en raison de l'épuration à sec - Depuis 1984, traitement des eaux de lixiviation des brasques par résines échangeuses d'ions et précipitations	- En provenance des épurateurs à voie humide des salles de cuves, transport par camion jusqu'à l'URC* de Jonquière	- En provenance des salles de cuves, circuit fermé collecté à l'URC* - Effluents de l'URC traité à la chaux dans les usines d'alumine de Jonquière avant dépôt avec les boues rouges aux bassins de sédimentation	- En provenance des salles de cuves, ne s'applique pas en raison de l'épuration à sec	- Traitement à la chaux puis déversement dans un bassin de sédimentation - Trop plein à l'égout	- En provenance des salles de cuves, ne s'applique pas en raison de l'épuration à sec - Traitement des eaux de lixiviation des brasques par précipitation des ions fluorures à l'aide d'un composé de Ca	- Traitement complet des effluents en provenance des épurateurs à voie humide
DÉCHETS SOLIDES	- Avant 1984, brasques entreposées en plein air - Depuis 1984, bâtisse pour stocker les déchets solides et enfouissement de la réserve dans un site imperméabilisé	- Après 1981, transport des brasques dans leur caisson aux installations de Jonquière sans entreposage local	- Après 1984, stockés pour un an dans une bâtisse puis entreposés sur le site dans des membranes imperméables naturelles - Mégots d'anodes recyclés dans la fabrication de nouvelles anodes	- Transport au site d'entreposage de Jonquière - Mégots d'anodes recyclés dans la fabrication de nouvelles anodes	- Après 1981, transport des brasques dans leur caisson aux installations de Jonquière sans entreposage local	- Brasques devront être entreposées sur une surface imperméable - Les boues de CaF du traitement des eaux de lixiviation devront être acheminées vers un récupérateur autorisé - Mégots d'anodes à être recyclés dans la fabrication de nouvelles anodes	- Après 1981, transport des brasques dans leur caisson aux installations de Jonquière sans entreposage local

*URC = usine de récupération de la cryolithe.

système d'épuration à voie sèche mais des problèmes d'opération ont abouti à l'abandon de ce système (Denizeau, 1980).

Le procédé par voie sèche est à l'heure actuelle la meilleure technique d'épuration applicable aux salles de cuves modernes. Le procédé repose sur la propriété de l'alumine de fixer de grandes quantités de fluorures qui sont ensuite recyclées directement dans les cuves. Les alumineries de Baie-Comeau, La Baie et Bécancour sont équipées d'épurateurs à voie sèche sur lits d'alumine. D'une efficacité d'épuration de 99 % pour les fluorures totaux, ces épurateurs ont grandement amélioré la situation, fort heureusement. Ainsi, à Baie-Comeau, le taux d'émission des fluorures gazeux à l'atmosphère, avant les améliorations techniques apportées en 1982, était de 8,37 kg/t Al alors que ce taux serait maintenant bien inférieur à 2,05 kg/t Al (Asselin, 1981).

Par ailleurs, les émissions secondaires sont celles qui échappent au système d'aspiration primaire; celles-ci ont comme source principale, les fluorures émis lors de l'ouverture des cuves. Elles sont particulièrement importantes pour les cuves Soderberg et les cuves précuites à alimentation latérale en raison de l'inefficacité du capotage pour assurer un haut taux de captation à la source. La technique d'amélioration consiste à augmenter, sous légère pression négative, le débit d'aspiration vers les épurateurs, ce qui assure une captation presque totale des émissions s'échappant des cuves. Les émissions qui ne pourront être captées s'échapperont à l'atmosphère via les lanterneaux des toits.

Le niveau des émissions en provenance des salles de cuves varie en fonction de certains paramètres. Ainsi, lors du démarrage d'une nouvelle cuve à Bécancour, la firme André Marsan & Associés (1982b) a calculé que les taux d'émissions des fluorures sont élevés, la période critique s'échelonnant sur sept jours (tableau 15). Toutefois, l'augmentation du taux des émissions dont il est question à Bécancour ne s'applique qu'à une ou deux cuves à la fois; elle ne représente ni n'occasionne un gros apport pour l'ensemble de l'usine. En outre, des irrégularités dans le fonctionnement des cuves et dans le système d'épuration peuvent survenir. Ces accidents ont pour effet d'augmenter les taux journaliers d'émissions de fluo-

TABLEAU 15. NIVEAU DES ÉMISSIONS DURANT LE DÉMARRAGE D'UNE CUVE À BÉCANCOUR

Jour	Station de la cuve totale	Taux d'émissions du bain (kg F/t Al)	Efficacité du capot (%)	Émissions totales (kg F/t Al)
1	chauffage de la cathode	0	-	-
2	"	0	-	-
3	addition du bain en fusion	80	50	40,04
4	"	40	95	2,04
5	"	36	95	1,83
6	"	34	95	1,73
7	stabilisation	32	95	1,63
8	"	30	95	1,53
9	"	28	97,5	0,74

Source: in André Marsan & Associés, 1982b.

rures. Selon la nature des cuves et du système d'épuration en place, de la gravité du bris et de l'efficacité du personnel, le taux d'émissions sera ramené plus ou moins rapidement à son niveau normal. Dans l'évaluation des répercussions environnementales, on doit donc s'assurer que ces émissions élevées de fluorures sur une courte période de temps n'entraîneront pas d'impacts négatifs sur les milieux récepteurs.

5.2.3.2 Émissions atmosphériques des fours de cuisson d'anodes

Pour les alumineries de La Baie et de Bécancour, les fours de cuisson d'anodes sont tous équipés d'épurateurs à sec sur lits d'alumine (tableau 14) afin d'effectuer le traitement des gaz fluorurés.

Les émissions avant traitement ont été évaluées à 0,25 kg F/t Al au niveau du four de cuisson. Une fois installé, le système de traitement aurait un rendement minimal de 92 % pour les fluorures (Source Péchiney in André Marsan & Associés, 1982b); on en déduit donc une mesure de 0,1 kg F/t d'anode de carbone produite, ce qui correspond à la norme en vigueur depuis 1979 au Québec. Étant donné que la technologie est similaire pour l'ensemble des fours de cuisson, on peut extrapoler le résultat de Bécancour aux installations de La Baie. Donc, au niveau atmosphérique, les fours de cuisson d'anodes de ces deux alumineries répondraient efficacement aux exigences gouvernementales et environnementales.

Quant au complexe de Jonquière, les mégots d'anodes sont retirés du bain électrolytique après 21 à 24 jours d'opération et recyclés dans la fabrication de

nouvelles anodes. Les fluorures dégagés sous forme gazeuse lors de la cuisson ne sont pas encore traités par des épurateurs à voie sèche mais émis directement à l'atmosphère. Il est prévu, cependant, qu'ils le seront prochainement lors de la mise en opération de deux nouveaux fours à cuisson d'anodes équipés d'épurateurs efficaces.

5.2.3.3 Effluents liquides

L'emploi des épurateurs à sec (Baie-Comeau, La Baie, Bécancour), au début des années 80, a réglé une bonne partie des problèmes de contamination en fluorures des effluents étant donné la non-utilisation de liquide dans ces systèmes d'épuration.

Abordons maintenant la situation qui prévaut aux salles de cuves équipées d'épurateurs à voie humide (Alma, Jonquière, Shawinigan, Melocheville). En ce qui concerne les usines d'Alma et de Jonquière, les liqueurs des systèmes d'épuration de l'air sont traitées à l'usine de récupération de cryolithe au complexe de Jonquière. Les fluorures récupérés sous forme de cryolithe sont recyclés comme électrolyte dans le procédé de l'électrolyse aux diverses installations d'Alcan. À la lumière des charges mesurées dans les effluents de ces deux usines (tableau 20), il ne semble pas y avoir de problèmes majeurs si on compare ces charges aux normes applicables pour les anciennes alumineries (tableau 5). Cependant, il y a un écart important avec les nouvelles exigences du ministère de l'Environnement; ces dernières font présentement l'objet de discussions avec la compagnie Alcan. Les possibilités d'amélioration se situeraient au niveau de la diminution des fuites des systèmes d'épuration de l'air des salles de cuves de ces

deux usines, y compris l'ensemble des activités aux installations de Jonquière.

Dans le cas des usines de Shawinigan et de Melocheville, la liqueur d'épuration est traitée à la chaux afin de précipiter les fluorures sous forme de fluorures de calcium. À Melocheville, il n'y a pas de rejets à l'égout à partir de cette source, car la liqueur est recirculée au circuit des épurateurs après séparation des solides précipités. La situation paraît plus inquiétante à Shawinigan où le traitement des effluents à la chaux n'offre pas des résultats satisfaisants. En effet, les eaux usées qui se déversent alors par le trop plein de l'étang de sédimentation des liqueurs d'épurateurs montrent des teneurs en fluorures très élevées (tableau 20).

La deuxième plus importante source de contamination des eaux provenait des brasques entreposées en plein air. Jusqu'à tout récemment, l'aluminerie de Baie-Comeau stockait tout simplement les brasques à l'extérieur. Plus précisément, la zone où sont entreposées les brasques est située au nord du quai de la Reynolds. Celle-ci fut créée artificiellement à même le lit de l'estuaire maritime du Saint-Laurent: remplie de sable et de pierres, elle constituait alors un milieu perméable fort propice aux écoulements souterrains de contaminants (Riverin et Valiquette, 1978). Les eaux de lixiviation entraînaient ainsi les fluorures solubles vers le milieu hydrique. Pour pallier à ce problème, la Reynolds vient de construire en 1984 une bâtisse pour stocker ses futures brasques. Quant à la réserve de brasques, elle a été enfouie dans un site imperméabilisé tel qu'indiqué au tableau 14. Un traitement des eaux de lixiviation par résines échangeuses d'ions et précipitations per-

met l'épuration adéquate des eaux. Une solution semblable a été retenue pour l'aluminerie de Bécancour.

Aux usines d'Alma, Shawinigan et Melocheville, de faibles quantités de brasques ont aussi, dans le passé, été entreposées temporairement à l'extérieur, sans traitement des eaux de lixiviation, avant d'être acheminées vers un site d'entreposage extérieur des installations de Jonquière. Ce dernier site n'avait pas non plus de système de traitement des eaux de lixiviation. Cependant, cette situation est maintenant corrigée et les brasques, incluant celles de La Baie, sont transportées directement aux installations de Jonquière sans la nécessité d'un entreposage extérieur à aucune des quatre alumineries. À Jonquière, celles-ci sont alors stockées dans une bâtisse, puis entreposées sur un nouveau site à membranes imperméables naturelles dont les plans et devis ont été approuvés par le ministère de l'Environnement. La réserve de brasques entreposées à l'ancien site a aussi été transférée à ce nouveau site.

Au complexe de Jonquière, il existe une autre petite source de rejets liquides de fluorures: la liqueur des épurateurs de l'air de l'usine de fluorure d'aluminium. Cette liqueur est dirigée vers l'URC[1] dont les "boues noires" résiduaires doivent ensuite être traitées à la chaux aux usines d'alumine, avant leur rejet avec les boues rouges dans les bassins de sédimentation.

En résumé, le recyclage des eaux usées est rendu possible par des dispositifs de récupération des fluorures ou par la mise en place de l'épuration par voie sèche. Ces dispositions assez récentes sont venues

---

1Usine de récupération de cryolithe.

corriger, en partie, une situation alarmante. Néanmoins, des efforts d'épuration encore plus grands devront être entrepris, particulièrement pour les alumineries équipées d'épurateurs à voie humide, afin de réduire davantage les charges de fluorures contenues dans les effluents et déversées dans les cours d'eau québécois.

5.2.3.4 Déchets solides

Nous distinguons quatre types principaux de déchets solides contaminés par les fluorures en provenance des alumineries: les "écumes", les brasques, les boues de décantation et les mégots d'anodes (tableau 14). Il en est un cinquième relié à l'usine de fluorures: le gypse.

Plusieurs sortes de déchets (écumes, mousses, crasses, scories, particules) sont susceptibles de provenir des bains d'électrolyse et des fonderies d'aluminium. Dépendant du type d'alliage et du fondant, leurs concentrations en fluorures peuvent atteindre 15 % alors que leurs lixiviats ont des teneurs aussi élevés que 500-1500 ppm (in litteris, Roland Tremblay, MENVIQ, 1986). Pendant longtemps, les alumineries les acheminaient vers des dépotoirs. Mais riches en particules d'aluminium, ces déchets/résidus sont maintenant traités en partie par des récupérateurs régionaux ou étrangers (tableau 21). Aussi, depuis l'adoption récente du règlement sur les déchets dangereux, les compagnies étudient des moyens de disposer plus adéquatement de tous leurs déchets/ résidus.

Pour les brasques, deux techniques sont actuellement utilisées au Québec: a) l'entreposage dans des bâ-

tisses (Baie-Comeau, Jonquière) et b), l'entreposage extérieur sur un site imperméabilisé (Baie-Comeau, Jonquière et Bécancour). Ces décharges sont considérées comme temporaires (court et moyen terme).

Depuis 1984, l'aluminerie de Baie-Comeau entrepose ses brasques dans une bâtisse dont le sol est bien imperméabilisé. La Reynolds détient du Ministère un permis de stockage d'une durée de dix ans à cet effet. En ce qui concerne les brasques accumulées depuis des années à l'extérieur, la compagnie les a enfouies dans un dépôt sécuritaire, formé de couches successives de moraine et de bentonite. Le transport éventuel de ces brasques vers une usine de récupération pourrait être envisagé. Toutefois, la compagnie Alcoa a estimé qu'il en coûterait 160 US $ la tonne pour envoyer ses brasques chez Stablex, alors que la Reynolds réussit à les stocker à Baie-Comeau au coût de 35 $ la tonne. Il est donc peu probable qu'au coût actuel, les brasques soient acheminées vers Stablex. En outre, les quantités stockées y sont astronomiques[1] et trop volumineuses pour cette dernière compagnie.

Présentement, les usines d'Alma, La Baie, Shawinigan et Melocheville acheminent directement leurs brasques aux installations de Jonquière. Là, elles y sont stockées dans une bâtisse, puis entreposées sur un nouveau site à membranes imperméables naturelles. Rappelons que la réserve de brasques entreposées sur l'ancien site a aussi été transférée à ce nouvel emplacement.

---

[1] On estime à environ 33 kg la quantité de brasques générée par tonne d'aluminium produite.

À Bécancour, conformément à la demande initiale du ministère de l'Environnement, la technologie retenue devra être la meilleure disponible au moment où l'élimination des vieilles brasques aura atteint son rythme normal, c'est-à-dire au début des années 90. Dans le cas où il n'y aurait pas de nouvelle technologie disponible, les brasques pourront continuer à être entreposées sur une surface imperméable et à l'abri des eaux de pluie.

Pendant de nombreuses années (1940-1981), le traitement des brasques des alumineries d'Alma, Jonquière, Shawinigan et Melocheville à l'usine de récupération de la cryolithe (URC) de Jonquière générait, en fin de procédé, un résidu: les boues noires. Ces boues étaient composées principalement de carbone et d'alumine mais elles étaient aussi contaminées par des cyanures, des fluorures et de l'ammoniaque. La quantité de boues noires ainsi déversée dans les bassins de sédimentation fut évaluée en 1980 à 80 000 t/an (base sèche). L'arrêt du traitement des brasques à l'URC de Jonquière en 1981 a permis de diminuer les rejets de fluorures dans les boues noires de 2 t/jour à 0,3 - 0,4 t/jour. À la demande du ministère de l'Environnement, l'Alcan a apporté des précisions sur des éléments qu'on retrouve dans les eaux de fuite recirculées dans les bassins. Les analyses faites en juillet 1981 révélaient des teneurs en fluorures variant de 80 à 220 ppm F. À la lumière de ces résultats, il est évident que l'unique traitement des brasques par l'entremise de l'URC était insuffisant pour assurer l'épuration des fluorures. En conséquence, les bassins de sédimentation des boues rou-

ges[1] contiennent toujours des quantités importantes de fluorures dont les fuites requièrent d'être bien contrôlées. Il appert que l'utilisation d'un nouveau procédé d'empilage des boues (procédé BOPILE) aura pour effet de diminuer appréciablement la mise en solution des fluorures ainsi que la surface de captation des précipitations et donc, d'empêcher le surplus d'eau dans les bassins. Ce nouveau procédé a été présenté au Ministère en 1984 pour étude et autorisation, ceci dans le but de remédier à temps à un problème de surplus d'eau anticipé pour les prochaines années, dans les bassins du complexe de Jonquière (in litteris Robert Tremblay, MENVIQ, 1984).

En ce qui concerne les boues de décantation autres que les boues noires, on retrouvait à Jonquière des boues provenant de l'usine de flottation du spath fluor (CaF_2). Ces boues furent déposées d'octobre 1973 à 1978 (date de la fermeture de l'usine) dans les bassins de sédimentation. Ces résidus contenaient des fluorures solubles (15 - 17 ppm F) et du mercure.

La gestion des bassins de sédimentation du complexe de Jonquière nécessite certaines préoccupations environnementales. L'imperméabilité de ces bassins n'étant pas parfaite et leur capacité de stockage n'étant pas illimitée, des solutions de rechange devront être envisagées à court terme, telles que le procédé BOPILE, c'est-à-dire le stockage à sec des boues résiduaires.

---

[1]Les boues rouges proviennent de l'extraction de l'alumine à partir de la bauxite à l'aide du procédé Bayer. En 1980, la quantité de boues rouges fut de 810 000 t. Normalement, la teneur en fluorures de ces résidus devrait être de 2-4 ppm; or, celle-ci est de 130-200 ppm étant donné le traitement de "boues noires" résiduaires aux usines d'alumine de l'ordre de 6-8000 t/an.

Contrairement aux cathodes dont la durée de vie excède les trois ans, celle des anodes ne dépassent guère deux à trois semaines. En fonction de la conception des anodes, on distingue les cuves Soderberg (nombre: 3726) et celles précuites (nombre: 2450). Dans les premières, les anodes sont fabriquées en continue à l'intérieur de la cuve; elles ne génèrent pratiquement pas de résidus. Pour ce qui est des anodes précuites, celles-ci requièrent moins d'énergie à la fabrication et présentent plus de facilité en ce qui concerne la récupération des substances volatiles et des contaminants atmosphériques; par contre, beaucoup de déchets/résidus en découlent. Or, les mégots d'anodes précuites sont contaminés par les fluorures lors de leur séjour dans le bain d'électrolyse. Comme mesure de contrôle, nous savons qu'à Bécancour, les mégots sont d'abord nettoyés de manière à éliminer les résidus du bain électrolytique riches en fluorures; ces derniers sont ensuite entreposés sur un site étanche avec les vieilles brasques. Après cette étape, les mégots d'anodes sont concassés, broyés et retournés dans le procédé de fabrication d'anodes où, comme il a été souligné précédemment, les gaz y sont captés dans un épurateur à sec d'alumine de manière à éliminer d'autres fluorures et des gaz de goudron. À Baie-Comeau, la Direction des substances dangereuses du ministère de l'Environnement travaille à la caractérisation de ces déchets.

À Jonquière, une partie des résidus d'anodes est vendue à la Compagnie Ciment Saint-Laurent comme combustible, une autre est enfouie au dépotoir de l'Alcan et une autre est recyclée dans la fabrication de nouvelles anodes.

Pour sa part, l'usine de fluorures de Jonquière génère un résidu, le gypse. Celui-ci renferme des fluorures en petites quantités. Après complète neutralisation, il est déposé dans un parc à déchets à proximité de l'usine selon une méthode récemment approuvée par le ministère de l'Environnement. L'action éolienne ainsi que les eaux de ruissellement étaient les principaux agents de transport de fluorures contenus à l'état de trace.

5.2.3.5 Bilan

Tant au niveau gouvernemental qu'auprès des grandes compagnies d'aluminium, des efforts considérables ont été déployés en dix ans afin de réduire les émissions fluorurées. Les nouvelles techniques d'épuration développées et mises en place dans les usines d'aluminium, selon des objectifs, critères ou normes gouvernementaux en vigueur, ont grandement amélioré la situation. Qui plus est, c'est une toute nouvelle usine de fluorures qui a vu le jour à Jonquière, en 1985.

Toutefois, les quantités de fluorures rejetées (atmosphère, effluents, déchets) dans l'environnement continuent d'être considérables comme nous le verrons au sous-chapitre suivant, en raison particulièrement de la présence sur le territoire québécois d'alumineries vétustes telles que celles d'Alma, de Jonquière, de Shawinigan et de Melocheville. De plus, les bassins de sédimentation ne présentent pas tous des garanties d'étanchéité. Voilà autant de problèmes qu'il faudra résoudre au cours des prochaines années.

Nous ajouterons ici quelques données utiles à la compréhension du dossier concernant l'usine de phosphore

ERCO. En résumé, l'usine a débuté ses opérations à Varennes en 1953 et sa production annuelle se situe autour de 28 000 t P/an. Par comparaison, l'usine de Long Harbour (Terre-Neuve) fut ouverte en 1959 avec une capacité de près du triple, soit de 73 000 t P/an. Le dossier environnemental de cette dernière usine de même que celui de Port Maitland (Ontario), ouverte en 1958, sont détaillés au chapitre 4.

En mars 1979, soit 26 ans après l'ouverture de l'usine à Varennes, la compagnie Erco recevait des Services de protection de l'environnement du Québec, une ordonnance la forçant à mettre en opération un programme d'assainissement pour le 31 décembre 1980. Les raisons invoquées alors étaient à l'effet que l'exploitation de l'usine entraînait des émissions considérables de poussières, de fumées et de gaz dans l'environnement; ceux-ci étaient des contaminants "susceptibles de porter atteinte au bien-être et au confort des êtres humains, de causer des dommages ou de porter autrement préjudice à la qualité du sol, à la végétation ou aux biens" et d'ajouter notamment que "l'usine a fait l'objet de nombreuses plaintes relativement à la pollution atmosphérique causée par ses activités industrielles dans la cité de Varennes depuis son entrée en opération".

À la lumière des informations parvenues récemment au Conseil concernant l'ERCO, il appert que les problèmes des boues et des vases furent respectivement réglés en 1980 et 1983. Par ailleurs, l'ensemble des épurateurs d'air installés en 1980 et 1981 ont permis de rencontrer les normes du Ministère en termes de poussières contenant de l'oxyde de phosphore (in litteris R. Perrier, MENVIQ, 1983-11-15). L'information

fournie ne permet toutefois pas au Conseil de vérifier exactement s'il y a eu amélioration du côté des fluorures.

5.2.4 Quantités émises dans l'environnement

5.2.4.1 Émissions en fonction de la production

Les alumineries québécoises sont tenues, depuis novembre 1979, de respecter des normes d'émissions de fluorures en fonction de la production d'aluminium. La section 3.3.2 du présent avis décrit cette réglementation. En bref, les usines construites avant novembre 1979 doivent respecter une norme de 5 kg F/t Al alors que les alumineries nouvellement construites (après novembre 1979) se voient soumises à une norme de 1,45 kg F/t Al. Quant aux usines à cuisson d'anodes, celles-ci ne peuvent émettre dans l'atmosphère plus de 0,1 kg F/t de carbone[1]. Les normes minimales établies à la suite de l'étude des réglementations de 24 gouvernements étrangers (section 3.4, tableau 5) sont dans l'ensemble plus sévères que les normes québécoises; elles serviront de comparaison à l'étude des taux d'émissions des alumineries de Baie-Comeau, Alma, Jonquière, La Baie, Shawinigan et Bécancour.

Les taux d'émissions de fluorures pour six alumineries apparaissent au tableau 16. La qualité de l'information y est certes inégale entre chacune d'elles. Par exemple, les données qui nous ont été communiquées par le ministère de l'Environnement man-

[1]Cette norme équivaut après conversion au standard qui semble s'être établi mondialement autour d'une valeur de 0,05 kg F/t Al.

TABLEAU 16. TAUX D'ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES EN FLUORURES DES ALUMINERIES QUÉBÉCOISES

CARACTÉRISTIQUES / ALUMINERIES	TYPES DE CUVES	NORMES QUÉBÉCOISES (1979) (kg Ft/t Al)	NORMES MINIMALES INTERNATIONALES (tableau 5) (kg Ft/t Al)	TAUX D'ÉMISSIONS (kg Ft/t Al)	ANNÉES D'ÉVALUATION DU TAUX D'ÉMISSIONS	RÉFÉRENCE
BAIE-COMEAU	Soderberg	5	2,5	8,39 Fg 2,5 (92 % Fg)	avant 1982 après 1982	Estimée selon Asselin (1981)
	Précuites	*1,45	0,95	1,45 (70 % Fg)	après 1982	
ALMA	Soderberg	5	2,5	3,9 (7 % Fg)	1971	Ministère de l'Environnement du Québec
JONQUIÈRE	Soderberg	5	2,5	7,10 (42,9 % Fg) 7,60 7,60 7,42 6,72 6,31 6,07 7,60 (40,1 % Fg)	1970 1972 1979 1973 1982 1974 1984 1975 1976 1977 1978	Ministère de l'Environnement du Québec
	Précuites	5	2,2	4,45 (16,8 % Fg) 2,49 2,85 (19,2 % Fg) 2,49 4,43 (18,2 % Fg) 2,9 2,85 3,8 4,35 2,85 2,85	1970 1978 1972 1979 1973 1982 1974 1983 1975 1976 1977	
LA BAIE	Précuites	1,45	0,95	0,45 (82,2 % Fg)	1982	Ministère de l'Environnement du Québec
SHAWINIGAN	Soderberg	5	2,5	3,55 (11,7 % Fg) 3,57 (23,2 % Fg)	1972 1980	Ministère de l'Environnement du Québec
BÉCANCOUR	Précuites	1,45	0,95	0,98	estimation	André Marsan & Associés (1982b)
MELOCHEVILLE	Soderberg	pas d'information				

quent pour l'usine de Melocheville et s'avèrent pratiquement inexistantes tant pour Baie-Comeau que pour Alma bien qu'elles fonctionnent depuis plusieurs dizaines d'années; à Jonquière, l'information est aussi loin d'être complète. Néanmoins, il paraît possible d'esquisser une interprétation de ces résultats.

Parmi les alumineries en opération au Québec, une seule, l'aluminerie de La Baie, répond aux normes minimales internationales considérées par le Conseil comme sécuritaires pour l'environnement. À noter que celle de Bécancour devrait également être tout près de la norme minimale préconisée pour les salles de cuves les plus récentes, c'est-à-dire de 0,95 kg Ft/t Al. Ainsi, les nouvelles alumineries équipées de cuves précuites à alimentation centrale de dernière génération sont ou seront capables de performances acceptables au niveau environnemental.

À Baie-Comeau, jusqu'en 1982, le taux d'émission était de beaucoup supérieur (plus du double) à la norme prescrite par le gouvernement québécois (5 kg Ft/t Al). Les améliorations effectuées à l'aluminerie ont dû permettre alors d'atteindre les taux d'émission des fluorures à l'atmosphère exigés par le Québec.

À Jonquière, les taux d'émissions ont été dans plusieurs salles de cuves supérieurs à la norme québécoise jusqu'à son entrée en vigueur en novembre 1979 (tableau 16). L'on y remarque aussi un taux d'émissions plus élevé des cuves Soderberg par rapport aux cuves précuites, le rapport étant de 2:1 environ. Cependant, depuis le début du programme de protection de l'environnement de l'Alcan en 1973-1974, des baisses furent enregistrées aux cuves Soderberg particu-

lièrement à partir de 1979-1982. Lors de la visite du Conseil à l'aluminerie d'Arvida en 1984 (tome 3), les représentants de la compagnie nous ont appris que la norme québécoise de 5 kg F/t Al était maintenant respectée. Par ailleurs, la norme de 2,5 kg Ft/t Al proposée à l'intérieur du règlement 20 (R.R.Q., c. Q-2, r. 20) serait aussi respectée à certaines salles de cuves et sur le point de l'être aux autres salles de cuves, suite à des modifications apportées à la composition du bain électrolytique (tome 3).

La technologie utilisée aux anciennes alumineries d'Alma, de Shawinigan et de Melocheville nous permet de supposer des performances quasi semblables à celles de Jonquière même si, à première vue, les taux d'émissions, somme toute instantanés, s'y avèrent supérieurs (tableau 16).

En résumé, deux portraits peuvent être dégagés de l'examen du taux d'émissions en fonction de la production. Un premier portrait positif qui concerne l'agrandissement de Baie-Comeau et les nouvelles alumineries (La Baie, Bécancour). En plus de répondre adéquatement aux normes québécoises, elles respectent la norme minimale déterminée lors de l'examen de la réglementation internationale. Toutefois, le Conseil est d'avis que les émissions de ces alumineries devront être contrôlées périodiquement afin de s'assurer que ces dernières respectent toujours les normes prévues dans la réglementation.

Le deuxième portrait concerne les alumineries d'Alcan construites bien avant 1979 (Alma, Jonquière, Shawinigan, Melocheville). Les normes minimales d'émissions ne sont pas encore respectées dans toutes les

salles de cuves, quoique des programmes à cet effet soient en voie de réalisation.

Les anciennes salles de cuves de Baie-Comeau, grâce à la mise en place d'un nouveau système d'épuration, sont en général les plus performantes du groupe des anciennes installations au niveau des fluorures émis à l'atmosphère. Toutefois, elles ne rejoignent pas les performances des alumineries de dernière génération comme celle de La Baie ou Bécancour.

Par ailleurs, le gigantisme de l'aluminerie de Jonquière soulève des préoccupations particulières. En effet, malgré des efforts importants pour réduire son taux d'émissions, cette aluminerie ne réussit pas à atteindre un taux de 2,5 kg Ft/t Al. Ce fait prend une importance plus grande qu'à Shawinigan par exemple, étant donné la capacité de production de l'usine. En effet, avec une capacité de 432 000 tonnes métriques, l'aluminerie de Jonquière surpasse toutes ses concurrentes dans le monde occidental. Les rejets totaux de fluorures étant fonction directe de la production, il en résulte que pour un même taux d'émissions, l'usine de Jonquière rejette des quantités beaucoup plus considérables de fluorures en comparaison de l'aluminerie de Shawinigan, avec une capacité de production de 84 000 tonnes métriques.

Certes, les taux d'émissions instantanées (tableau 16) par tonne d'aluminium produite ne représentent qu'un aspect du problème des émissions atmosphériques de fluorures. Une fois atteint un taux jugé a priori adéquat au point de vue normatif, à savoir 2,5 ou 1,0 kg F/t Al d'après quelques mesures instantanées prises dans les meilleures conditions d'échantillonnage, l'on doit encore s'assurer du respect de

la norme sur de plus longues périodes par des méthodes directes ou indirectes. Les quantités de fluorures déversées annuellement et par décennie de même que les valeurs dans l'air ambiant et le fourrage nous informent de la performance à plus long terme des usines et de leurs impacts possibles sur l'environnement. Évidemment, les sources d'émissions atmosphériques, autres que celles en provenance des salles d'électrolyse, se doivent aussi d'être connues puisqu'elles s'additionnent aux précédentes dans le milieu environnant.

Les usines de cuisson d'anodes ont dû aussi être réglementées en 1979 pour leurs émissions de fluorures à l'atmosphère. Il existe cependant très peu de données au ministère de l'Environnement qui puissent permettre d'évaluer leur performance de façon satisfaisante. Néanmoins, à la lumière de quelques estimés et mesures recueillis, nous savons que les usines actuelles (Jonquière, La Baie, Bécancour) respectent présentement la norme de 0,1 kg Ft/t C. À titre d'exemple, mentionnons qu'en 1983, l'usine de Jonquière était loin de rencontrer ce standard avec une teneur mesurée de 1,22 kg Ft/t C dont 4,9 % sous forme gazeuse; mais, en 1985, on estimait que l'ajout de filtres viendrait diminuer les émissions de fluorures bien en deçà de la norme provinciale.

De plus, il se trouve à l'intérieur du complexe de Jonquière, une usine de fluorures susceptible également d'émettre des fluorures à l'atmosphère en assez grandes quantités. Mesurées en 1973, les émissions donnaient des valeurs de 15,32 kg Ft/t C ou 2298 kg Ft/j C dont 4,3 % sous forme gazeuse. Quant à la toute nouvelle usine mise en opération en 1985, il appert que les taux d'émissions de fluorures to-

taux et particulaires seraient beaucoup moindres, soit environ 72 kg Ft/j et de 7 kg Fp/j (source MENVIQ, 1986-01-20). Cette plus faible émission de fluorures serait le résultat d'un nombre restreint de gazogènes, soit deux au lieu de quatorze, de l'installation d'épurateurs à haute efficacité et d'équipement plus étanche.

5.2.4.2 Émissions atmosphériques décennales et annuelles

Aux six alumineries implantées au Québec en 1984, la Direction générale de l'amélioration et de la restauration des milieux atmosphérique et terrestre du ministère de l'Environnement du Québec a demandé, à la requête du Conseil, les quantités d'aluminium produites et de fluorures totaux émis à l'atmosphère pour la période allant de 1940 à 1983 (in litteris, A. Harvey, MENVIQ, 1984). Le tableau 17 résume la situation pour chacune d'elles. Ces informations nous ont ensuite permis de calculer le taux d'émissions moyen de fluorures par tonne d'aluminium produite (tableau 17).

L'examen partiel du tableau 17 indique hors de tout doute, l'importance des émissions fluorurées totales en provenance de Jonquière. Suivent dans l'ordre, les alumineries de Baie-Comeau, Shawinigan, Alma, Melocheville et La Baie. On remarque, de plus, une réduction substantielle des émissions à partir du début des années 80 malgré une production (1980-1983) supérieure à la décennie 1940-1949. Aussi, une concentration de la production au Saguenay - Lac Saint-Jean a pour corollaire, une concentration des émissions fluorurées sur un territoire restreint. En effet, cette région reçoit à elle seule, 59,4 % de la quantité totale de fluorures émise dans l'atmosphère par

TABLEAU 17. PRODUCTION D'ALUMINIUM, QUANTITÉS ET TAUX D'ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE FLUORURES TOTAUX (Ft) AU QUÉBEC DEPUIS 1940

DÉCENNIE	PRODUCTION D'ALUMINIUM[1] (tonnes)	ÉMISSIONS DE FLUORURES TOTAUX[1] (tonnes)	TAUX MOYEN D'ÉMISSIONS (kg Ft/t Al)	QUANTITÉS D'ÉMISSIONS JOURNALIÈRES MAXIMALES MOYENNES (kg Ft/j)
BAIE-COMEAU				
1957 - 1959	109 000	1 308	12	
1960 - 1969	901 000	10 812	12	
1970 - 1979	1 391 000	16 692	12	4 573
1980 - 1983	614 000	7 368	12	
ALMA				
1943 - 1949	140 000	3 100	22,0	
1950 - 1959	649 000	13 800	21,3	
1960 - 1969	979 000	10 300	10,5	3 780
1970 - 1979	897 000	6 700	7,5	
1980 - 1983	299 000	810	2,7	
JONQUIÈRE				
1940 - 1949	2 425 000	27 400	11,3	
1950 - 1959	2 748 000	27 500	10,0	
1960 - 1969	2 862 000	22 500	7,9	7 534
1970 - 1979	3 400 000	21 000	6,2	
1980 - 1983	1 720 000	6 100	3,5	
LA BAIE				
1982 - 1983	177 000	73	0,41	100
SHAWINIGAN				
1940 - 1949	287 000	6 300	22	
1950 - 1959	516 000	7 900	15	
1960 - 1969	629 000	13 700	22	3753
1970 - 1979	706 000	9 200	13	
1980 - 1983	344 000	1 400	4,1	
MELOCHEVILLE				
1943 - 1949	42 000	1 000	23,8	
1950 - 1959	274 000	6 300	23,0	
1960 - 1969	227 000	5 200	22,9	1726
1970 - 1979	360 000	5 800	16,1	
1980 - 1983	188 000	2 300	12,2	

[1]Source: in litteris, A. Harvey, MENVIQ, 1984.

les alumineries québécoises. Ce fait prendra une importance toute particulière lors de l'étude des impacts environnementaux des fluorures (voir section 5.3).

En ce qui concerne les taux moyens d'émissions de fluorures totaux par tonnes d'aluminium (tableau 17), on constate, en premier lieu, que les taux décennaux s'avèrent bien plus hauts que ceux mesurés de façon instantanée (tableau 16) aux épurateurs des salles de cuves. À la lumière de cette nouvelle information sur les taux d'émissions, nous réalisons donc que les anciennes alumineries ont toutes affiché des taux fort élevés pour les décennies antérieures à 1980, supérieurs à la norme québécoise de 5 kg F/t Al par deux fois et même quatre fois! Cependant, à partir des années 1979-1980, les alumineries d'Alma, Jonquière et Shawinigan parviennent à descendre sous la norme réglementaire; et pour la première fois, l'aluminerie de Jonquière, exclusion faite de son usine de fluorures, est dépassée pour son taux d'émissions par celle de Baie-Comeau, du moins jusqu'au parachèvement de la modernisation de cette dernière en 1982-1983. De son côté, Melocheville affichait encore des taux moyens trop élevés (12,2 kg F/t Al) pour la période récente de 1980-1983. Pour sa part, la nouvelle usine de La Baie s'avère beaucoup plus performante (0,41 kg F/t Al) que les anciennes usines même après tous leurs efforts d'épuration, en deçà même de la norme québécoise requise (1,45 kg F/t Al). Évidemment, c'est la région du Saguenay - Lac Saint-Jean qui avait le plus à gagner de ces efforts d'assainissement, région qui a dû connaître ses pires moments[1] lors de la décennie 1950-1959 avec le maintien d'une production élevée à Jonquière et une forte augmentation à celle d'Alma.

[1]Les années antérieures à 1940 ne sont pas considérées.

L'histogramme de la figure 7 illustre les mêmes phénomènes que le tableau 17 quoique la production et les émissions des six alumineries ont été regroupées pour donner une image d'ensemble de la situation québécoise. Les émissions fluorurées ont atteint un sommet (64 512 t) durant la décennie 1960-1970. Malgré une augmentation de la production d'aluminium lors des années 70 et 80, les émissions fluorurées n'ont pas subi de croissance; au contraire, elles ont diminué par rapport à la décennie 1960-1970. Toutefois, les quantités émises demeurent considérables avec des taux respectifs pour ces deux périodes de 8,9 Ft/t Al et de 5,4 Ft/t Al. Ainsi, prises toutes ensembles, les alumineries ne respectaient pas encore en 1983 la norme de 5,0 Ft/t Al, édictée en 1979 par le Québec.

À la suite des récents programmes d'assainissement mis de l'avant par les compagnies productrices d'aluminium et après la présentation de certains indices globaux montrant une diminution significative des émissions de fluorures à l'atmosphère pendant la dernière décennie, il importe de savoir ce qu'il en est exactement aujourd'hui. Le tableau 18 relatif aux années 1981 et 1985 nous procure un bon aperçu des quantités encore émises et qui vont continuer probablement à l'être dans les prochaines années par les alumineries. En effet, les émissions exprimées, soit en tonnage annuel ou en kilogramme journalier, restent sensiblement les mêmes en 1981 et 1985, cela pour les cinq anciennes alumineries; en ce qui concerne les nouvelles usines de La Baie et de Bécancour, les émissions y sont sans doute apparentées aux valeurs estimées en 1985 pour Baie-Comeau (tableau 18). Encore une fois, l'aluminerie de Jonquière, à laquelle il faudrait joindre les émissions de

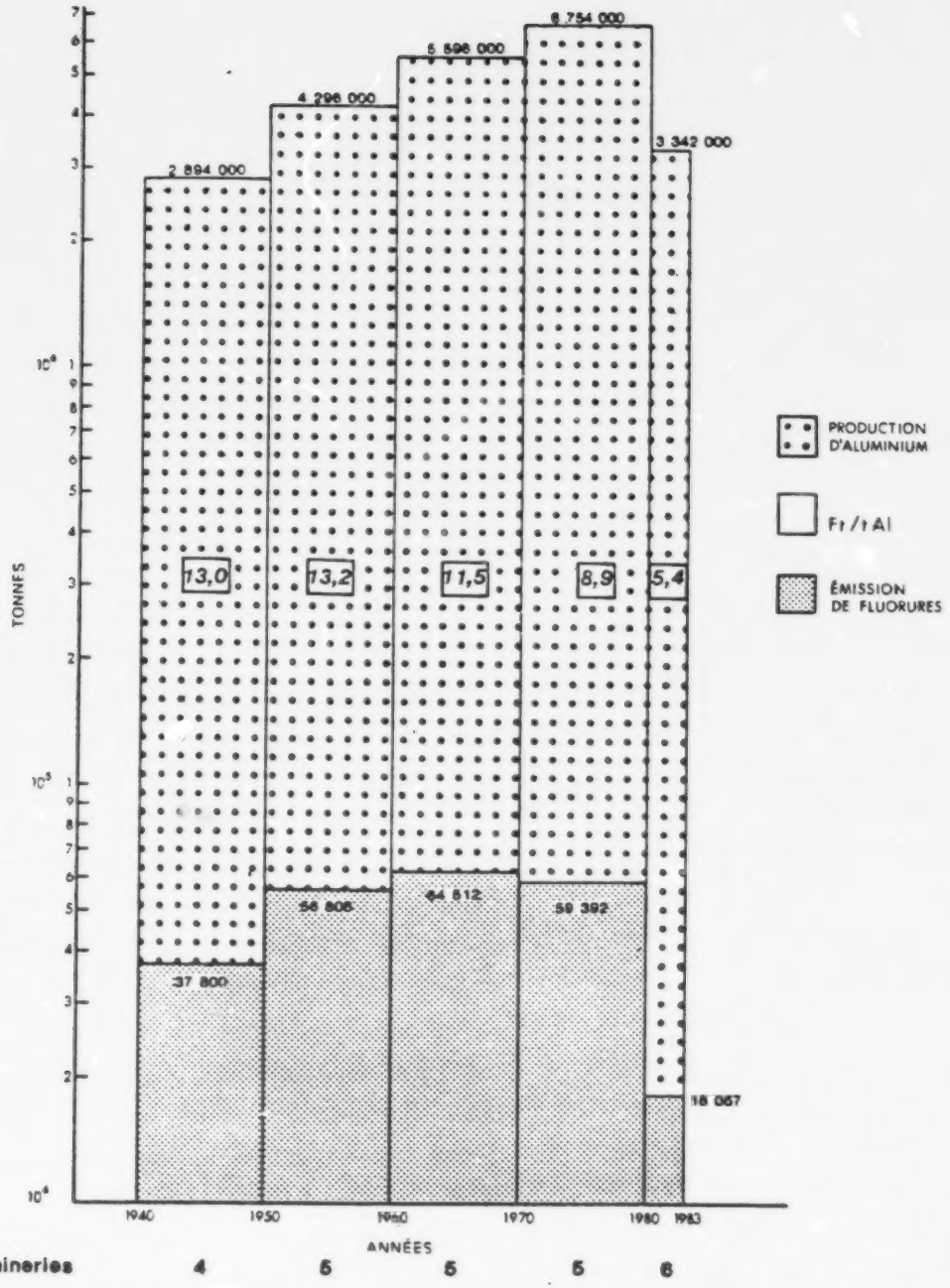


Figure 7 : Évolution de la production d'aluminium et des émissions de fluorures totaux pour l'ensemble des usines d'électrolyse québécoises

TABLEAU 18. ÉMISSIONS DE FLUORURES TOTAUX ANNUELS ET JOURNALIERS POUR L'ANNÉE 1981 ET 1985 AUX ALUMINERIES QUÉBÉCOISES, À L'EXCEPTION DE LA BAIE ET BÉCANCOUR

ALUMINERIE	QUANTITÉS					
	t Ft/an		kg Ft/j		kg Ft/Al	
	1981	1985	1981	1985	1980-1983	1985
Baie-Comeau	427	166	1169	454	12	0,7
Alma	199	160	545	438	2,7	2,16
Jonquière	1076*	1100	2948	3013	3,5	2,88
Shawinigan	230	280	630	767	4,1	3,26
Melocheville	126	110	245	301	12,2	2,29

* Tout le complexe de Jonquière a émis 2100 de fluorures totaux vers l'atmosphère (tome 3).

Sources: Poisson, 1984; in litteris, A. Harvey, MENVIQ, 1984 et G. Houle, MENVIQ, 1986.

tout le complexe industriel, occupe la première place quant aux émissions de fluorures totaux, soit quatre fois supérieures à celles de Shawinigan qui, en 1985, occupe le deuxième rang. Néanmoins, il devient intéressant de constater qu'en 1985, toutes les alumineries québécoises se retrouvaient aisément sous la norme réglementaire de 5 kg F/t Al et même sous la teneur visée de 2,5 kg F/t Al pour les anciennes alumineries de Baie-Comeau et d'Alma.

En dernière analyse, c'est l'aluminerie de Shawinigan qui affiche présentement le taux d'émissions le plus élevé avec 3,26 kg Ft/t Al. Toutefois, sa production maximale (84 000 t) la situe parmi les petites alumineries entraînant des émissions quotidiennes de fluo-

rures (767 kg) somme toute d'importance réduite. Nous savons en effet, à l'aide des cas industriels canadiens (section 4.1.6), que les émissions journalières de 1224 kg F/j ou plus sont dommageables. Au-dessous de cette valeur journalière, des impacts sur l'environnement local n'ont pu être démontrés. De son côté, l'aluminerie de Jonquière générait des émissions journalières durant l'année 1981 près de trois fois plus élevées que le seuil de 1224 kg F/j (tableau 18). L'aluminerie de Baie-Comeau se situe juste sous ce seuil, avec des émissions journalières de 1169 kg F/j. Étant donné le niveau de précision ayant servi à déterminer la valeur de 1224 kg F/j, il serait prudent d'inclure Baie-Comeau dans la liste des alumineries qui produisaient encore en 1981, des émissions journalières de fluorures entraînant des impacts sur l'environnement local. Cela ne serait toutefois plus le cas à partir de 1982-1983 alors que l'usine Reynolds y termine ses efforts de modernisation. En ce qui concerne Alma, Shawinigan et Melocheville, les quantités impliquées sont bien en deçà de la valeur de 1224 kg F/j. Toutefois, comme mentionné à la section 4.1.6, le seuil sécuritaire pour le milieu doit être précisé sous cette valeur. Quant à l'aluminerie de Jonquière, elle générait en 1985 des émissions journalières de fluorures qui la rendait encore problématique pour le milieu régional immédiat.

Par ailleurs, à Varennes, les émissions atmosphériques de fluorures totaux provenant de l'ERCO sont de 625, 174 et 598 g F/h pour trois prises d'échantillons qui se sont déroulées les 22, 23 et 24 septembre 1981 (Boulanger, 1981). La moyenne de ces trois mesures, exprimée en kg F/j, donne un taux d'émissions en fluorures totaux égal à 11,2 kg F/j. Cette valeur

s'avère plus de 20 fois inférieures à la plus petite émission journalière originant d'une aluminerie (301 kg F/j pour Melocheville). Ce fait illustre encore une fois la disparité qui existe entre les alumineries et les autres sources d'émissions fluorurées.

Après avoir examiné les taux d'émissions en fonction de la production d'aluminium et les volumes d'émissions générées à court et à long terme, il reste primordial de vérifier les concentrations de fluorures gazeux dans l'air ambiant qui découlent de ces activités industrielles.

5.2.4.3 Concentrations de fluorures gazeux dans l'air ambiant

À la section 4.1.6 du présent avis, nous avons discuté longuement de la concentration sécuritaire des fluorures gazeux dans l'air ambiant, évaluée à 0,29 μg Fg/m^3/70 j. Celle-ci est retenue à titre de référence pour l'évaluation de cette sous-section.

On trouvera au tableau 19, les concentrations moyennes de fluorures gazeux dans l'environnement local des alumineries de Baie-Comeau, Jonquière, Shawinigan, Bécancour et Melocheville. La plupart de ces données proviennent des postes d'échantillonnages du ministère de l'Environnement, tandis que d'autres sont basées sur des estimés ou manquent tout simplement. Aux dires des responsables des postes existants, les appareils ne sont pas ce qu'il y a de plus précis; néanmoins, ils s'avèrent de bons indicateurs des tendances de la qualité de l'air en matière de fluorures gazeux.

TABLEAU 19. CONCENTRATION MOYENNE DE FLUORURES GAZEUX DANS L'AIR AMBIANT AU VOISINAGE DES SOURCES INDUSTRIELLES QUÉBÉCOISES

USINES	POSTE D'ÉCHANTILLONNAGE	ANNÉE	CONCENTRATION MESURÉE (μg Fg/m^3)	RÉFÉRENCES
BAIE-COMEAU	1,1 km SSE	Avant 1982	* 3,9 /mois	Asselin, 1981
		après 1982	* 0,5 - 1,1 /mois	"
JONQUIÈRE	1 km ONO	1975	4,20 /an	MENVIQ
		1976	** 0,14 /an	"
		1977	1,60 /an	"
		1978	0,86 /an	"
		1979	1,01 /an	"
		1980	0,62 /an	"
		1981	0,87 /an	"
		1982	0,70 /an	"
		1983	0,69 /an	"
		1984	0,84 /an	"
		1985	0,49 /an (jan.-nov.)	"
	2 km ONO	1977	0,79 /an	"
		1978	0,67 /an	"
		1979	0,56 /an	"
		1980	0,36 /an	"
		1981	0,56 /an	"
		1982	0,53 /an	"
SHAWINIGAN	0,7 km S	1977	0,76 /an	MENVIQ
		1978	0,31 /an	"
		1979	0,07 /an	"
		1980	0,09 /an	"
		1981	0,10 /an	"
		1982	0,11 /an	"
		1983	0,08 /an	"
		1984	0,08 /an	"
		1985	0,24 /an	"
		-----	0,25 /an (jan.-nov.)	"
BÉCANCOUR	0,6 km ENE	estimation	* 1,79 /m	André Marsan & Associés, 1984b
MELOCHEVILLE	1 km E	1975	1,80 /an	MENVIQ
		1976	0,83 /an	"
		1977	1,12 /an	"
		1978	1,15 /an	"

* Concentration estimée.
** Grève à Jonquière en 1976.

À la lumière de l'ensemble de l'information présentée précédemment, il se dégage une nette tendance vers une diminution des émissions de fluorures dans l'atmosphère au cours de la dernière décennie. Pour ce qui concerne spécifiquement les fluorures gazeux dans l'air ambiant (tableau 19), ces améliorations ont eu lieu à Baie-Comeau en 1982, tout comme cela a dû se passer à Melocheville où de nouveaux épurateurs furent installés. Du côté de Jonquière et de Shawinigan, l'année 1978 paraît être le moment décisif d'une baisse dans les taux d'émissions.

Si l'on considère qu'une concentration supérieure à 0,29 $_{u}$g Fg/m^3/mensuelle ou annuelle a des impacts sur l'environnement, il est bon de constater que la qualité de l'air ambiant à Shawinigan est acceptable jusqu'à proximité de l'aluminerie; il en irait de même à Melocheville où les concentrations seraient, depuis 1982, cinq fois moindres qu'en 1978 (verbatim, L. Tessier). La situation n'est pas bien connue à Baie-Comeau et à Alma, faute de mesures précises. Quant au complexe de Jonquière, les concentrations s'avèrent encore bien au-dessus du seuil jugé sécuritaire pour l'environnement sur des superficies excédant assurément les deux kilomètres.

Malgré des émissions fort réduites, des simulations réalisées lors des études d'impact des projets de La Baie, Laterrière et Bécancour indiquent que les zones très voisines des nouvelles alumineries seront exposées à des concentrations dommageables pour certaines composantes du milieu biophysique. Ainsi, à La Baie, on prévoyait que 240 hectares de territoire seraient soumis à des concentrations supérieures à 0,4 $_{u}$g Fg/m^3 (André Marsan & Associés, 1977). À Laterrière, c'est 296 hectares qui obtiendraient des

concentrations supérieures à 0,25 $_{u}$g Fg/m^3 (André Marsan & Associés, 1982a) alors qu'à Bécancour, l'objectif du fédéral de 0,35 $_{u}$g Fg/m^3/1 mois serait dépassé jusqu'à environ 4 km en aval des salles de cuves dans l'axe des vents dominants (André Marsan & Associés, 1982b). Une vérification du modèle de dispersion théorique, utilisé lors de ces études d'impact, a d'ailleurs permis de confirmer les résultats proposés par ledit modèle. Cette vérification fut effectuée en 1984 dans des conditions réelles de la pleine production de l'aluminerie de La Baie (Frias et Coupal, 1985). Les zones affectées par les fluorures gazeux seraient en quelque sorte confinées localement, c'est-à-dire à quelques kilomètres de la source.

5.2.4.4 Concentrations dans le fourrage

Les concentrations des fluorures contenus dans le fourrage permettent de mieux délimiter les zones soumises à des concentrations de fluorures atmosphériques jugées inacceptables pour le milieu, plus spécifiquement pour les herbivores. Selon le tableau 5, la norme minimale est de 35 ppm F (moyenne annuelle) tandis qu'au Québec, la réglementation en vigueur spécifie une norme de 40 ppm F (moyenne annuelle). Ces deux valeurs servent à l'examen des figures 8 et 9. Celles-ci indiquent les endroits où sont prélevés des échantillons de fourrage afin d'en déterminer la teneur en fluorures, cela aux environs des usines d'Alma, Jonquière, Shawinigan, Melocheville et Beauharnois. À l'intérieur de chaque case, le premier chiffre représente les résultats de 1974, le deuxième ceux de 1978, le troisième ceux de 1981 et le quatrième ceux de 1982.

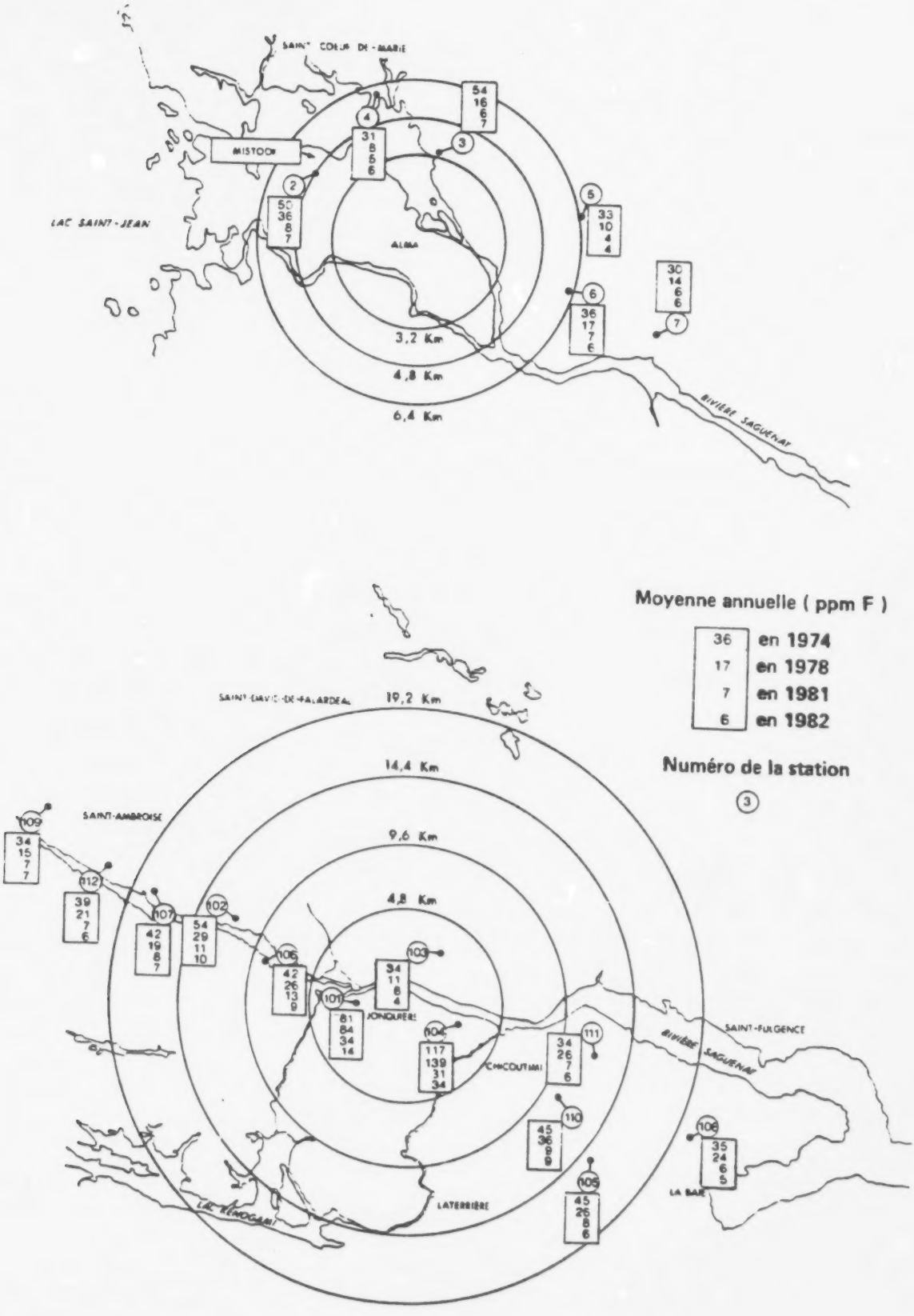


Figure 8 : Teneur en fluorures contenus dans le fourrage aux environs des installations de JONQUIÈRE et D'ISLE MALIGNE

Source. ALCAN 1982

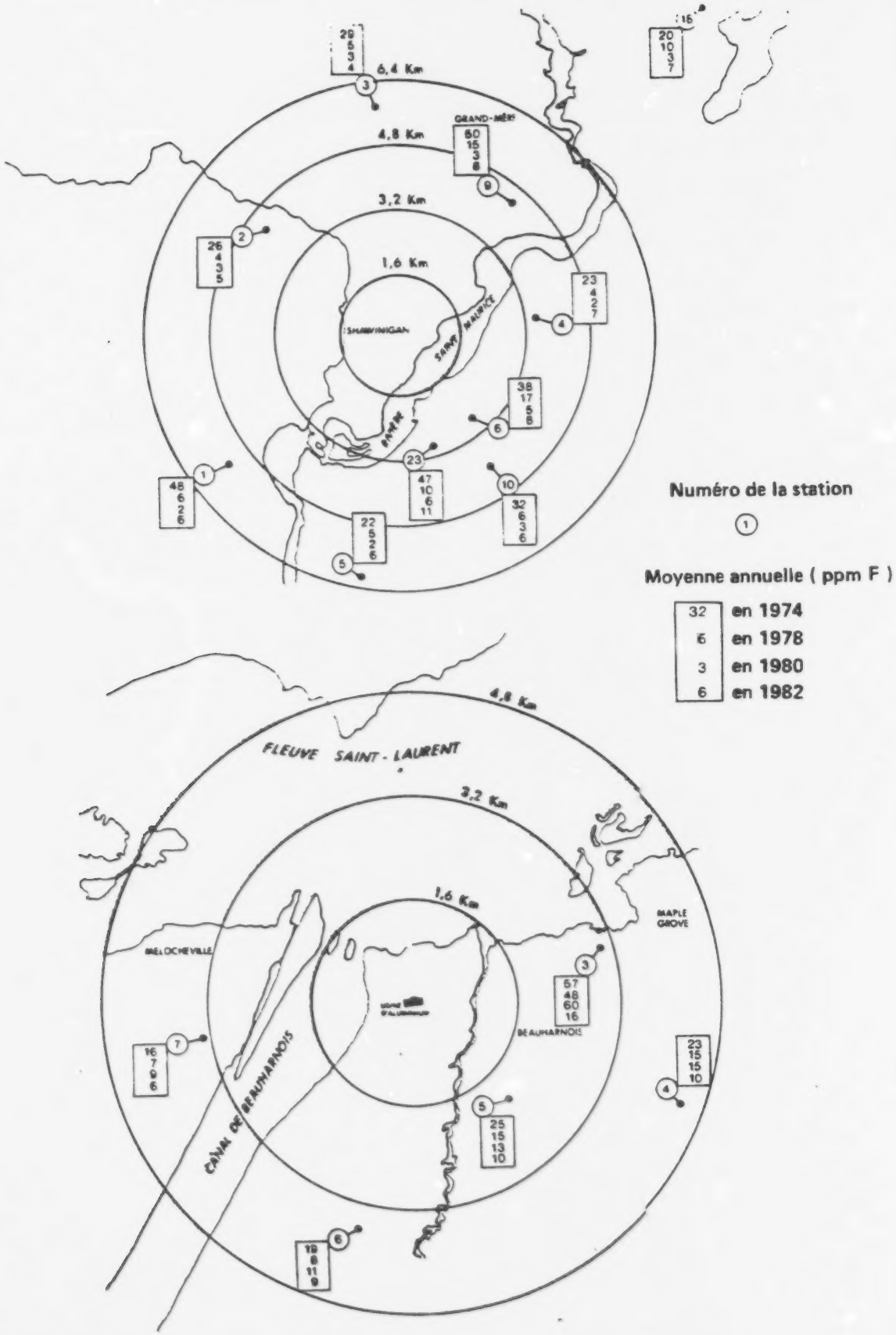


Figure 9 : Teneur en fluorures contenus dans le fourrage aux environs des installations de SHAWINIGAN et BEAUHARNOIS

Source. ALCAN 1982

Les teneurs les plus élevées ont été mesurées autour des installations de Jonquière avec une valeur maximale de 139 ppm F, atteinte en 1978 à moins de 4,8 km de la source. De façon générale, la zone affectée par des concentrations supérieures à 40 ppm F atteignait en 1974, un rayon de 19,2 km pour l'usine de Jonquière, de 6,4 km pour Alma et Shawinigan et de 3,2 km pour Melocheville. Cependant, à partir de l'année 1974, on enregistre une diminution rapide des teneurs en fluorures. Ainsi, en 1978, tous les emplacements d'échantillonnages indiquent des teneurs sous les 40 ppm F autour des installations d'Alma et de Shawinigan. À Jonquière et Melocheville, il faut cependant attendre l'année 1981 avant que toutes les mesures soient inférieures à 40 ppm F. Il semble donc, à la lumière des campagnes d'échantillonnages menées par Alcan, que les teneurs en fluorures contenus dans le fourrage ne présenteraient aucun risque pour l'alimentation du bétail depuis 1981. Même la teneur de 35 ppm F serait respectée dans un rayon de moins de 4 km des usines. Cette situation est cependant récente; elle date tout au plus de quelques années. Pour sa part, le Conseil estime, à la lumière des concentrations de fluorures gazeux dans l'air ambiant (tableau 19) et des quantités de fluorures déversées journalièrement à Jonquière (3013 kg F/j en 1985), qu'il y aurait lieu de continuer la pratique courante de mesurer les concentrations de fluorures dans le fourrage dans la région. En effet, les quantités déversées s'avèrent bien supérieures à 0,29 μg Fg/m^3 et au delà de trois fois plus élevées que celles qui ont générées (1224 kg F/j) des impacts sur le fourrage dans la région immédiate de l'alumi-nerie de Massena.

À Baie-Comeau, aucune campagne d'échantillonnages n'a été menée au niveau du fourrage parce que la seule ferme (ferme Trudel) se situe à plus de 10 km au SO de l'usine.

À la nouvelle aluminerie de La Baie, des échantillons ont permis en 1984, année de pleine production, de mesurer la superficie où le fourrage reçoit plus de 0,25 µg Fg/m^3 et conséquemment, contient plus de 40 ppm de fluorures. Ce territoire contaminé se situerait en deçà de la zone tampon prévue de 938 hectares et d'un rayon maximal de 2 km. Plus précisément, la valeur de 35 ppm est assurée à partir de 1,4 km sous les vents dominants de l'ouest et à moins d'un kilomètre dans les autres directions (Frias et Coupal, 1985).

À Varennes, les concentrations de fluorures trouvées dans le fourrage près de l'ERCO sont en conformité avec les faibles émissions de fluorures dans l'atmosphère. En effet, les valeurs des neuf stations d'échantillonnages autour de l'usine sont généralement inférieures à 40 ppm depuis 1979 et à 30 ppm après 1983, cela même à 0,8 km sous les vents dominants (in litteris, R. Trottier, ERCO, 1986-04-29).

5.2.4.5 Charges dans les effluents

Après avoir examiné les différentes sources d'émissions fluorurées à l'intérieur d'une aluminerie, leurs taux d'émissions instantanées, les émissions annuelles et décennales, la concentration de fluorures dans l'air ambiant ainsi que dans le fourrage, une attention spéciale va être portée aux fluorures contenus dans les effluents puisqu'ils représentent le deuxième plus important véhicule permettant aux

fluorures de s'échapper à l'extérieur du complexe industriel.

Le tableau 20 rapporte l'information disponible sur les charges en fluorures contenus dans les effluents de Baie-Comeau, Alma, Jonquière, La Baie, Shawinigan, Melocheville et Varennes. Comme l'indique ce tableau, l'information est loin d'être complète et uniforme. Toutefois, il permet de dresser un premier portrait d'ensemble de la situation.

À Baie-Comeau, Riverin et Valiquette (1978) mentionnent que l'égout principal dégageait en 1977, une odeur très forte de gaz fluorhydrique telle que l'accès au regard n'était possible qu'avec un masque à gaz. Les eaux usées des égouts #2 et #3 étaient déversées dans une lagune. La charge de fluorures y était de 1557 kg F/j alors que la charge tolérable, en vue d'assurer la qualité du milieu à Baie-Comeau, aurait dû être de 81 kg F/j (Théberge, 1984b). Cette situation préjudiciable à la qualité de l'environnement semble en voie d'être corrigée. La compagnie Reynolds affirme même que le problème est totalement réglé puisque l'ancien système de lavage des émissions atmosphériques par voie humide a été remplacé, à partir de septembre 1984, par un nouveau système à voie sèche: les fluorures récupérés sont recirculés dans le circuit de production au lieu d'être déversés dans le milieu aquatique (tome 3).

À l'usine d'Alma, il n'y a normalement pas de rejets d'eau de procédé contaminée par les fluorures à l'égout. Les faibles charges de fluorures qu'on y rencontre pourraient provenir d'une contamination indéterminée des eaux de surface par les retombées atmos-

TABLEAU 20. CHARGES EN FLUORURES DES EFFLUENTS INDUSTRIELS

IDENTIFICATION	ÉMISSAIRE	COURS D'EAU RÉCEPTEUR	MOYENNE DES CONCENTRATIONS INDUSTRIELLES DE F DANS LES ÉMISSAIRES (mg/l F)											QUANTITÉ ESTIMÉE DE F PAR L'EN SEMBLE DES ÉMISSIONS (kg F/jour)										RÉFÉRENCES
			73	74	76	77	78	79	80	81	82	83	1984	73	74	76	77	78	79	80	81	82	83	1984	
BAIE-COMEAU	1 (décharge du lac Aber)	SAINT-LAURENT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	155*	-	-	-	-	-	-	-	Thèberge, 1984b
	2 (Anse du Moulin)																								
ALMA	A-0	GRANDE-DÉCHARGE	-	-	-	-	10,75	11*	17,75	14	20	16,5	13**	2429	4050	-	2320	85	100	205	110	140	105	100	MENVIQ, Direction générale de l'assainissement des eaux. Compilé par le CCE.
	B		-	-	-	-	7,75	8*	11	13,75	15	12,3	12,5***												
	C		-	-	-	-	1,1	-	4,75	4,75	2	4,2	1,5***												
	des eaux usées		13	44	31	27,5	-	-	-	-	-	-	-												
	des épurateurs		170	550	-	140	-	-	-	-	-	-	-												
JONQUIÈRE	A-0	SAGUENAY	33**	83,5**	11,5**	13,25	15,75	13*	9	4,75	2,25	2	-	1840	3770	1190	1840	2000	1740	1520	1170	825	675	-	MENVIQ, Direction générale de l'assainissement des eaux. Compilé par le CCE.
	B		40**	51,5**	16,5**	33,25	34,75	31*	25,75	18,75	13	10,5	-												
	C		-	-	35**	24	17	24*	16,5	13,5	9,75	7	-												
LA BAIE	1201	RIVIÈRE-À-MARS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	MENVIQ, Direction générale de l'assainissement des eaux. Compilé par le CCE.
	1202		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96	-												
SHAWINEGAN	1	RIVIÈRE SAINT-MAURICE	-	-	-	1	1	7*	1	2,8	2*	1,6	1**	-	-	-	65	205	250	665	290	265	280	200	MENVIQ, Direction générale de l'assainissement des eaux.
	2		-	-	-	8	16,75	4	13,75	7,2	7*	12,5	-												
	3		-	-	-	36	74	82*	125,25	73,5	90**	90,5	70**												
MELOCHEVILLE		RIVIÈRE SAINT-LOUIS	-	-	-	-	-	-	1,75	2	3,5	2,5	10	-	-	-	-	-	-	7	7	12	9	35	MENVIQ, Direction générale de l'assainissement des eaux.
VARENNES		SAINT-LAURENT	-	-	-	500	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Anonyme, 1977.

Note: * Une seule mesure trimestrielle effectuée durant l'année.
** Deux mesures trimestrielles effectuées durant l'année.

phériques, ainsi que des fuites accidentelles occasionnelles de liqueur du système d'épuration de l'air des salles de cuves. Quoi qu'il en soit, l'examen du tableau 20 montre que la charge quotidienne à l'effluent est d'environ 50 % la norme minimale retenue au tableau 5, tandis que les concentrations y seraient légèrement supérieures. Aucune charge tolérable n'a encore été calculée par le ministère de l'Environnement du Québec.

Du côté des installations de Jonquière, les charges tolérables proposées par le Service de l'étude du milieu aquatique du ministère de l'Environnement du Québec varient selon l'effluent entre 1,9 et 5,8 mg/l F. L'examen du tableau 20 montre que ces valeurs ont été rarement atteintes entre 1973 et 1983. Certes, on note depuis 1979, une diminution marquée des charges qui atteignent les normes préconisées au tableau 5 pour les anciennes alumineries; cette diminution n'est toutefois pas suffisante pour respecter les charges tolérables proposées, du moins en ce qui concerne les émissaires B et C. Des pourparlers sont en cours à ce sujet entre le Ministère et la compagnie Alcan.

Un rapide calcul permet d'évaluer à 6050 tonnes métriques la quantité de fluorures déversée dans le Saguenay par les trois émissaires de l'aluminerie de Jonquière au cours des années 1973 à 1983. La question consisterait maintenant à connaître l'évolution et l'impact que ces fluorures ont eu sur le milieu aquatique. Malheureusement, aucune étude n'a été portée à la connaissance du Conseil afin d'éclaircir ce point. Toutefois, étant donné que les charges des émissaires ont été presque toujours supérieures aux charges tolérables fixées pour assurer la qualité de

milieu de vie, il est permis de croire que les quantités de fluorures rejetées par les effluents du complexe de Jonquière ont un effet néfaste sur la vie aquatique de l'estuaire du Saguenay, surtout dans la zone première de réception des eaux usées avant leur dilution dans le cours d'eau et possiblement dans sa portion saumâtre.

La contribution de l'aluminerie de La Baie à la somme totale des fluorures rejetée dans la rivière Saguenay s'avère faible. La charge permise y est de 0,188 kg F/j (Théberge, 1984a) et les concentrations de fluorures mesurées en 1983 dans les effluents sont minimes (tableau 20). Une situation similaire devrait exister pour les futurs rejets de Laterrière (Théberge, 1984c).

Ainsi, en amont des installations de Jonquière, le Saguenay reçoit un premier apport de fluorures d'origine industrielle d'Alma auquel vient s'ajouter en aval, les rejets de l'aluminerie de La Baie. Éventuellement, par l'entremise de la rivière du Moulin, les fluorures présents dans les effluents de la future aluminerie de Laterrière rejoindront également la rivière Saguenay. Cette concentration de rejets fluorurés dans un même cours d'eau est unique au Québec. De ce fait, le Saguenay devient le laboratoire idéal pour étudier l'impact des fluorures sur le milieu aquatique tant au point d'émergence des effluents non dilués que sur toute son étendue.

En ce qui concerne les installations de Shawinigan, le problème majeur provient des eaux usées se déversant par le trop plein de l'étang de sédimentation des liqueurs d'épurateurs (émissaire 3, tableau 20). Les concentrations trimestrielles mesurées à cet en

droit sont parmi les plus fortes rencontrées. De plus, des difficultés avec le système de traitement à la chaux des liqueurs des épurateurs ont contribué aux valeurs extrêmes obtenues en 1980. Il est évident que des correctifs devront être apportés au bassin de sédimentation des liqueurs afin d'empêcher le trop plein de se déverser dans le Saint-Maurice.

À Beauharnois, la rivière Saint-Louis reçoit généralement des quantités minimes de fluorures ($<$3,5 mg/l F; tableau 20); toutefois, un accroissement fut mesuré en 1984 alors que la concentration trimestrielle passa de 2,5 à 10 mg/l F. Nous ignorons la cause de cette augmentation mais des mesures devraient être prises afin de maintenir au minimum les rejets dans la rivière Saint-Louis.

Finalement, à Varennes, un échantillonnage des eaux usées de l'ERCO, réalisé en 1977, indique une forte concentration de fluorures dans l'effluent de l'usine (600 mg/l F). Un essai de toxicité a été effectué sur des échantillons de l'effluent final pendant 96 heures. L'effluent s'est avéré toxique. Toutefois, ce sont les concentrations en zinc, cyanure, azote ammoniacal et fer qui expliquent la toxicité (Anonyme, 1977). Malgré tout, la très forte teneur en fluorures est de toute évidence beaucoup trop élevée pour ne causer aucun dommage au milieu aquatique. Un échantillonnage plus récent permettrait de vérifier si des améliorations substantielles ont été obtenues aux installations de l'ERCO à Varennes.

5.2.4.6 Déchets solides

Après les émissions atmosphériques et les effluents industriels, les déchets solides représentent une au-

tre source d'apports de fluorures dans l'environnement. Comme nous l'avons vu précédemment à la section 5.2.2, les déchets solides sont composés principalement des écumes, des brasques et des mégots d'anodes. Dans le cas du complexe de Jonquière, s'ajoutent les dépôts de gypse de l'usine de fabrication de fluorures d'aluminium.

Environ 25 000 tonnes d'écumes sont générées annuellement par les sept alumineries installées au Québec (tableau 21). Dans tous les cas, des récupérateurs régionaux ou étrangers les reçoivent et en font l'extraction des particules d'aluminium. Le reste est déposé dans des dépotoirs autorisés.

Les brasques usagées constituent la principale source de déchets solides avec près de 45 000 t/an (tableau 21) pour l'ensemble des alumineries. Seules les boues rouges et les résidus de gypse du complexe de Jonquière avec respectivement plus de 600 000 t/an et 100 000 t/an excèdent ce total. Toutes ces brasques sont actuellement entreposées à Baie-Comeau, Jonquière et Bécancour en attendant le développement d'une méthode acceptable et applicable pour leur réutilisation. La nature des matériaux composant les vieilles brasques est la suivante (André Marsan & Ass., 1982b):

- blocs de carbone
- plaques de carbone
- pâte à scellement
- alumine
- réfractaires
- produit d'imprégnation

TABLEAU 21. QUANTITÉS DE DÉCHETS ET/OU RÉSIDUS D'ÉCUME, DE BRASQUES ET D'ANODES ALUMINERIES QUÉBÉCOISES (TONNE/AN)

PRODUCTEUR	ÉCUME		VIEILLES BRASQUES[3]	ANODES	
	PRODUCTION	RÉCUPÉRATEUR		QUANTITÉS PRODUITES AUX FOURS DE CUISSON	DÉCHETS/RÉSIDUS
Baie-Comeau (Reynolds)	6 - 8 000 t (est.)	Rossborough Canada ltée[1]	10 000	(assemblée à Baie-Comeau)	5000 (est.)
Alma (Alcan)	1 100	E.J. Turcotte ltée[2]	*	—	—
Jonquière (Alcan)					
- usine Saguenay	1 800	E.J. Turcotte ltée[2]	25 000*	97 270	?
- usine Lapointe	600	E.J. Turcotte ltée[2]			
- centre de coulée	3 700 (écume)	E.J. Turcotte ltée[2]			
	3 100 (poussières d'écume)	Alcan (Californie)			
La Baie (Alcan)	1 300	E.J. Turcotte ltée[2]	*	102 800	?
Shawinigan (Alcan)	900	Guelph (Ontario)	*	—	—
Bécancour (Péchiney)	4 300	Récupérateur régional ou aire des vieilles brasques	9 200	137 000	6000 t
Melocheville (Alcan)	400	Sarnia (Tricil)	*	—	—

[1]Les déchets sont retournés au dépotoir de la Reynolds.

[2]Les déchets (3200 t/an) de l'entreprise F. J. Turcotte sont retournés au dépotoir de gypse d'Alcan à Jonquière.

[3]Entreposées sur des sites imperméabilisés.

* Total des cinq usines Alcan.

ou encore selon Balgard (1978):

C	48 % ∓ 10
F	14 % ∓ 4*
Na	14 % ∓ 2
Al	13 %
autres (Si, Fe, Mg, etc.)	variable

L'entreposage actuel des brasques n'apparaît pas au Conseil comme une solution acceptable à long terme; il est plutôt d'avis que des recherches devraient être entreprises conjointement par les gouvernements et les compagnies en vue de la récupération des matériaux pour leurs valeurs énergétique et chimique.

On estime à environ 25 000 t/an, les déchets/résidus d'anodes contaminées à des degrés divers qui sont générés par les alumineries au Québec. Une grande partie des anodes présentes est concassée, broyée et retournée dans le procédé de fabrication d'anodes. Une autre partie est vendue par la compagnie Alcan à la compagnie Ciment Saint-Laurent comme combustible ou envoyée par la compagnie Pechiney à un récupérateur, soit environ 7000 t par année. Le reste est enfoui dans les dépotoirs industriels autorisés ou encore, acheminé à l'usine de Stablex.

Quant au gypse, environ 100 000 tonnes sont générées annuellement et accumulées sur le lieu même de la production. Ce type de déchet ne fait pas partie des déchets dangereux, le lixiviat atteignant à peine 14,6 mg/l. Les efforts de la compagnie Alcan sont présentement mis à la restauration du site de dispo-

---

* Le lixiviat de ces résidus montre une concentration de 855 mg/l (in litteris, L. Tessier, 1985-01-30).

sition qui renferme 3,1 millions de tonnes et couvre une superficie de 175 000 m^2. Le projet de restauration, échelonné entre 1984 et 1988, prévoit une imperméabilisation sous-jacente du dépôt avec de l'argile et une revégétation.

Du côté de l'usine ERCO à Varennes, près de 150 000 t de scories sont générées par année. Celles-ci renferment environ 3 % de fluorures. Leur manutention pose certains problèmes tels les poussières excessives et un espace suffisant pour les entreposer. À l'occasion, ces résidus servent à des fins de remblayage des routes.

5.2.4.7 Bilan

En dépit d'une information fort inégale, l'examen des émissions fluorurées a permis de cerner les zones problèmes. Malgré des améliorations notables aux anciennes installations et malgré les performances environnementales bien supérieures aux nouvelles alumineries, des interrogations subsistent.

La concentration des sources d'émissions au Saguenay - Lac Saint-Jean pose un problème de taille dans l'évaluation des répercussions environnementales. L'accumulation, depuis plus de 40 ans, de quantités considérables de fluorures dans la région, soulève des questions auxquelles nous tenterons d'apporter des réponses à la section 5.3.

Par ailleurs, certaines usines suscitent des problèmes particuliers. Par exemple, à Shawinigan, les teneurs en fluorures dans un des effluents sont très élevées, tout comme à Varennes d'ailleurs. À Beauharnois, les vents dominants entraînent directement

les émissions atmosphériques au-dessus de la ville; à Baie-Comeau, une zone d'empiétements sur le Saint-Laurent sert de bassin de sédimentation.

La disposition annuelle de très grandes quantités d'écumes et de brasques entraîne plusieurs difficultés. Il en va de même pour les vieilles anodes, le gypse et les scories.

À ce stade de l'évolution du dossier, le Conseil estime que de nouvelles mesures doivent être prises afin d'en arriver à l'établissement d'un bilan de masse des fluorures par aluminerie, c'est-à-dire un bilan exact de ce qui entre et de ce qui sort du site industriel.

5.3 Impact de la présence de fluorures industriels dans l'environnement

Chercher à évaluer les impacts de la présence de fluorures industriels dans l'environnement québécois n'est pas chose aisée. Nous avons déjà, à partir d'expériences canadiennes et d'une revue de la littérature scientifique, décrit ces principaux impacts. Nous compléterons ce dossier avec les données obtenues pour le Québec.

Dans les sections précédentes du présent chapitre, les sources majeures de fluorures ont été localisées, les quantités rejetées furent déterminées de même que les mesures d'assainissement pour diminuer les émissions furent examinées. Il appert que les quantités de fluorures rejetées dans l'environnement québécois ont été largement suffisantes pour entraîner des effets nocifs sur différentes composantes de l'environnement et le sont encore tout autour de plusieurs industries. L'évaluation de ces effets sur le milieu biophysique québécois permettra d'établir l'importance de ces impacts négatifs sur l'environnement. Selon la réponse obtenue, la validation de la réglementation québécoise pourra également être effectuée.

5.3.1 Santé publique

Rappelons que Selikoff (1983) s'est penché sur six grandes catégories d'effets chroniques sur la santé humaine, potentiellement causés par les fluorures :

- fluorose osseuse;
- préfluorose osseuse;
- anomalie neurologique;
- anomalie respiratoire;
- anomalie hématologique;
- effet mutagène.

Au Québec, aucune étude épidémiologique portant sur les effets des fluorures chez les populations exposées[1] de façon chronique aux émissions industrielles n'a été menée. Néanmoins, certaines informations permettent d'évaluer partiellement la situation. Au Saguenay - Lac Saint-Jean, région soumise aux plus fortes émissions fluorurées, Michel Marchand, dentiste responsable du programme en santé dentaire au DSC - Chicoutimi, affirme qu'au cours des dix dernières années, il n'a jamais observé de cas de fluorose dentaire. De plus, Léon Larouche, médecin conseil en santé environnementale au DSC - Chicoutimi, précise qu'en douze ans de pratique dans la région, il n'a jamais observé de cas de fluorose osseuse (tome 3). Évidemment, ces observations, non systématiques, ne couvrent qu'une courte période et la plus récente de l'histoire des alumineries au Québec.

Pour sa part, Archer et al. (1975) a effectué des mesures du fluor dans l'urine des écoliers fréquentant trois écoles situées à moins d'un kilomètre de l'aluminerie de Melocheville. Selon ces auteurs, les émissions de F ne semblent pas augmen-

[1]Pour les travailleurs, il existe des études récentes menées par le Dr R. Martin concernant leur état de santé (in Actualité médicale, 1985-12-16).

ter la concentration moyenne des fluorures dans l'urine des enfants. Les concentrations trouvées correspondent à une teneur équivalente à 0,8 ppm F dans une eau de consommation et sont causées par la fluoruration des eaux dans la municipalité.

Ces quelques données, jumelées à l'information compilée à la section 4.2.1, laissent croire que les émissions atmosphériques fluorurées ne présentent pas de danger grave pour les populations vivant à proximité des alumineries. Cependant, étant donné l'ajout considérable de fluorures dans le milieu en provenance des alumineries, le Conseil juge préférable de chercher encore à réduire les émissions de certaines vieilles usines, d'interdire l'introduction de programmes visant à utiliser les fluorures dans l'eau potable à des fins d'hygiène dentaire dans toutes les localités affectées par les émissions de fluorures industrielles, et de procéder à un examen médical d'ordre préventif pour les populations humaines vivant dans un rayon d'au moins 2 km d'une usine émettrice de fluorures.

5.3.2 Végétation

Les fluorures s'avèrent être un des contaminants les plus toxiques pour les plantes qui y sont très sensibles. De façon générale, on note que:

- la plupart des conifères sont sensibles aux fluorures atmosphériques;
- les bleuets sont sensibles aux fluorures atmosphériques;
- la plupart des feuillus et des arbustes sont de résistance intermédiaire;

- les fleurs ornementales présentent des susceptibilités variables. La plupart des fleurs printanières sont très sensibles. Plusieurs variétés de glaïeuls sont parmi les plus sensibles de toutes les plantes connues. La famille des rosacées par contre est relativement résistante aux fluorures;

- des concentrations entre 0,20 et 0,54 $_{u}g/m^3$ (moy. 0,29) durant plusieurs mois causent des impacts aux plantes sensibles.

De plus, l'ensemble des informations déjà fournies à la section 4.2.2 indiquent que les fluorures ont causé des lésions, des dommages et un ralentissement de la croissance des végétaux vivant à proximité des sources d'émissions industrielles. Ces informations se trouvent confirmées sur le territoire québécois.

En effet, des visites effectuées autour des alumineries en août 1975, 1978 et 1982 par L.H. Weinstein, spécialiste mondialement reconnu, afin de juger de l'état de la végétation, révèlent plusieurs types de lésions foliaires causées par les fluorures. Sa dernière visite en 1982 montre qu'à Baie-Comeau, la végétation à l'intérieur de la municipalité est en meilleure condition qu'en 1978, mais des lésions aux plantes persistent. À Alma, de façon générale, la végétation était en meilleure condition lors de son dernier passage qu'en 1978; la végétation la plus affectée (pin mugho, érable rouge) se trouve à proximité de l'usine et le long de la zone des vents dominants de l'est. À Jonquière, la condition générale de la végétation est semblable ou meilleure qu'en 1978; toutefois, des évidences (marques sur les feuilles) d'une "pollution atmosphérique" sévère à la mi-juin 1982 ont été trouvées. À Shawinigan, Weinstein (1978b, 1982a) rapporte plusieurs symptômes qu'il attribue aux fluorures atmosphériques. Et finale-

ment, à Beauharnois, des dommages sévères sont souvent observés (Weinstein, 1978, 1982c; Paradis, 1980) sur le feuillage plus âgé, indiquant que durant les premiers stades de croissance des feuilles, cette végétation a été exposée fortement.

Il ressort des divers examens visuels de Weinstein que des lésions dues aux fluorures se retrouvent au voisinage de toutes les alumineries visitées. Par ailleurs, depuis 1975, la situation s'améliorerait graduellement là où il y a diminution des rejets atmosphériques. Selon un autre chercheur, la végétation sensible (pins, sapins, épinettes, érables, lilas) tendrait à disparaître pour faire place à des espèces plus résistantes (génévriers, saules à feuille de Laurier, peupliers) introduites par l'homme (Labrie, 1977).

De plus, Desrosiers (1981) a estimé, par photogrammétrie, que les fluorures émis par l'aluminerie de Baie-Comeau affectaient la végétation arborescente (sapinière à bouleau blanc) sur 7810 hectares (75 km^2). Le tableau 22 procure également, en fonction de la direction et de la distance à la source, les teneurs en fluorures mesurées de 1978 à 1984, par la Société canadienne des métaux Reynolds. Les teneurs les plus fortes se rencontrent à 0,9 km au nord de l'aluminerie, alors qu'à 24,5 km seulement au nord-nord-ouest, les teneurs pour le sapin baumier s'avèrent très faibles. Malgré une diminution généralisée à partir de 1982, les échantillons prélevés depuis au sud-sud-est (1,8 km), soit sous les vents dominants, de même que ceux au nord-nord-ouest (6,3 km) montrent des teneurs même supérieures à 100 ppm F[1]. Le travail de Desrosiers (1981) et les échantillonnages de la compagnie Reynolds confirment tous deux les effets dommageables des émissions fluorurées sur la végétation entourant l'aluminerie.

---

[1]La norme de l'État du Maryland est de 50 ppm (tableau 2b).

TABLEAU 22. TENEUR EN FLUOR DANS LA VÉGÉTATION ARBORESCENTE CONIFÉRIENNE DE LA RÉGION DE BAIE-COMEAU

DIRECTION	DISTANCE DE LA SOURCE (km)	ESPÈCE	TENEUR EN FLUOR (ppm)												
			1978		1979		1980		1981	1982		1983		1984	
			Juin	Sept.	Juin	Sept.	Juin	Sept.	Juin	Juin	Sept.	Juillet	Déc.	Juin	Sept.
NORD	0,9	épinette noire	730	230	212	1090	1180	540	560	339	-	-	-	-	-
		sapin	560	350	250	776	600	820	560	359	-	-	-	-	-
E.N.E.	7,0	épinette noire	110	46	42	60	100	40	42	10	-	22	-	30	65
	8,6	épinette noire	51	48	15	40	28	31	24	14	40	9	25	18	57
N.E.	3,0	épinette noire	56	30	32	48	30	58	34	43	-	8	21	3	4
		sapin	39	61	35	71	66	154	48	25	-	24	-	24	35
S.S.E.	1,8	épinette noire	-	-	-	-	-	-	-	-	123	109	48	101	35
S.S.O.	1,6	épinette noire	54	42	52	52	62	54	44	38	-	37	50	25	18
S.S.O.	2,9	épinette noire	47	45	19	62	36	15	26	11	23	6	38	3	3
		sapin	39	51	9	30	30	22	23	11	32	9	52	13	16
OUEST	6,0	épinette noire	41	34	33	60	-	21	30	35	-	-	-	-	-
		sapin	47	58	39	83	-	27	58	26	-	-	-	-	-
O.N.O.	8,2	épinette noire	57	61	40	79	79	52	76	33	35	35	29	62	38
O.N.O.	12,0	épinette noire	44	34	19	36	36	28	26	6	28	21	18	7	13
		sapin	61	56	19	39	36	75	64	11	50	49	34	32	37
N.N.O.	6,3	épinette noire	72	39	53	97	58	62	38	47	-	57	53	22	31
		sapin	56	59	53	-	-	71	110	49	-	63	143	89	126
N.N.O.	24,5	sapin	24	28	9	9	50	10	18	32	8	1	2	<1	5

Source: Rapport interne sur le fluor dans les épinettes noires, sapins et pins gris 1978 à 1982 et 1982 à 1984 (Société canadienne des Métaux Reynolds).

Des observations effectuées sur les cernes annuels de plusieurs espèces arborescentes, à une station située à environ 3 km au NE de l'aluminerie d'Alma, ont permis de constater une réduction d'environ 50 % de la vitesse de croissance du pin gris. Cette réduction est très évidente à partir de l'année 1943, année de mise en marche de l'usine (in Ouellet et Jones, 1983).

En ce qui concerne l'aluminerie de Jonquière, certaines publications révèlent qu'une sélection naturelle et souvent volontaire des espèces résistantes a été effectuée au cours des années, au détriment des espèces sensibles de telle sorte que la population végétale est riche en saules, ormes et peupliers (Labrie, 1977); la diversité végétale initiale en est grandement diminuée. Au niveau des lichens et des mousses, Leblanc et al. (1971) rapportent que ces espèces étaient sérieusement affectées par la pollution à l'intérieur d'un rayon d'une quinzaine de kilomètres. Les teneurs maximales en F des lichens Parmelia sulcata, transplantés auparavant, étaient de 990 ppm F à 2 km au NO de l'aluminerie pour une exposition de quatre mois alors que dans la zone de contrôle, les teneurs n'étaient que de 70 ppm F seulement.

Toujours à Jonquière, on a noté l'absence des espèces de mousses telles que Frullania eboracensis, Lecanora impudens et Physcia ciliata jusqu'à une distance de 12 km (Leblanc et al., 1972). Bien que les émissions aient beaucoup diminué depuis le début des années soixante-dix, ces deux travaux illustrent le rôle des lichens comme indicateurs de pollution et la perte de diversité végétale liée aux émissions fluorurées. Il serait très intéressant de réutiliser les lichens pour vérifier si les baisses de concentrations enregistrées dans le fourrage, depuis 1974 (figures 8 et 9), y sont aussi marquées dans la végétation indigène.

Les fluorures se retrouvent dans pratiquement tous les aliments à des concentrations qui varient d'un à l'autre. Afin d'en savoir davantage sur la situation canadienne, une étude fédérale fut réalisée en 1976 par le ministère de la Santé et du Bien-être social. Des analyses furent effectuées sur des aliments à la fois des supermarchés de Montréal et sur les légumes et la viande à l'intérieur d'un rayon de 2,5 km de l'aluminerie de Jonquière (in Bellemare et Giroux, 1978). La comparaison des analyses effectuées suggère que la teneur des fluorures au niveau de l'alimentation est légèrement plus élevée pour la région de Jonquière. À l'exception du céleri et des épinards dont les valeurs sont égales ou excèdent la norme canadienne de 2 ppm F, la moyenne des valeurs analytiques pour Jonquière est de 0,15 ppm F, soit 23 % de plus qu'à Montréal. L'apport élevé en fluorures pour les épinards et le céleri semble attribuable à la rétention des fluorures dans les interstices des feuilles. Quant à la viande de boeuf, la valeur moyenne aux supermarchés montréalais était de 0,55 ppm F contre 0,91 ppm F pour celui de Jonquière (Bellemare et Giroux, 1978).

Comme nous en avons déjà traité à la section 5.2.3, les concentrations de fluorures dans l'atmosphère peuvent augmenter en certaines circonstances (accident, démarrage des cuves...). Des conditions atmosphériques particulières peuvent également contribuer à l'augmentation des concentrations. Par exemple, des lésions très sévères à la végétation se sont produites dans la ville de Jonquière (Arvida) lorsque le vent s'est mis à souffler de l'est à une vitesse supérieure à 16 km/h pendant plusieurs jours. Dans ces conditions atmosphériques, les fumées des toitures des salles de cuves sont rabattues au sol; la visibilité sur leur passage dans la ville en fut réduite. De tels événements sont survenus en juin 1972, 1973, 1974, 1975, 1977 et 1978. Malgré la résistance du saule aux fluorures, un rapport interne de l'Alcan (1977) mentionne que lors d'un incident survenu en juin 1977, les feuil-

les de saule tombaient abondamment et étaient présentes dans la rue comme on le voit à l'automne; évidemment, la plupart des autres espèces végétales en furent durement affectées.

Du côté de Shawinigan, tous les symptômes caractérisant la présence de fluorures gazeux ont été observés sur la végétation dans un rayon de 0,5 - 1 km autour de l'aluminerie. Aux dires de Pellissier (1973), les dommages sévères s'étendaient même jusqu'à 2 km, en particulier dans les directions des vents dominants. Et d'ajouter que la délimitation du territoire affecté a été rendue difficile à cause de la pauvreté de la végétation dans ce secteur, et de l'absence d'espèces sensibles qui ont probablement disparu au fil des années.

À Beauharnois, au cours des étés de 1980 et de 1981, plus particulièrement au mois de juin, des émanations de fluorures gazeux de l'aluminerie de Melocheville ont provoqué le jaunissement/brunissement des aiguilles qui venaient de pousser et, dans certains cas, une défoliation totale ou partielle de plusieurs espèces de conifères (S.E.P.A., 1981).

En ce qui concerne les nouvelles alumineries de La Baie et Bécancour de même que le projet de Laterrière, les zones végétales devant être affectées furent estimées respectivement à 240, 48 et 350 hectares (André Marsan & Associés, 1977, 1982a, 1982b).

L'ensemble des dommages inventoriés depuis une décennie, le plus souvent de façon visuelle ou qualitative autour des alumineries, prouve hors de tout doute l'impact sérieux des émissions fluorurées sur la végétation environnante. L'élimination des espèces sensibles, la réduction du rythme de croissance, les dommages esthétiques sont autant de manifestations des effets néfastes des fluorures. L'accumulation de fluorures dans les tissus foliaires des végétaux introduit dans la chaîne alimentaire, au niveau des producteurs primaires, une

source importante de fluorures d'origine industrielle. Leur passage du milieu végétal au milieu animal s'accompagne d'un phénomène de bioaccumulation. Si ces fluorures ne vont pas plus avant dans le réseau trophique, ils seront, par l'entremise de la litière, introduits dans le sol ou bien pris en charge par les eaux de ruissellement. Ces fluorures accumulés par les plantes ne disparaissent donc pas de l'écosystème mais circulent tout à l'intérieur de celui-ci.

5.3.3 Faune

Au Québec, comme partout ailleurs en Amérique, les bovins paissant à proximité des installations d'électrolyse ont été les représentants du monde animal les plus étudiés. Les bovins sont les animaux domestiques les plus sensibles aux fluorures. Leur régime alimentaire (herbivore) et leur longue durée de vie, jumelés à leur faible tolérance, les rendent particulièrement vulnérables aux fluorures.

Dans la région du Saguenay - Lac Saint-Jean, la Société d'électrolyse et de chimie Alcan exploite, depuis 1957, la ferme expérimentale Mistook, située à 4-5 km à l'ouest de l'aluminerie d'Alma (Kielback et Crampton, 1967). De 1970 à 1979, les teneurs en fluorures dans le squelette des bestiaux de la ferme Mistook furent mesurées (Suttie, 1980). Les résultats obtenus (moyenne pour les vertèbres réduites en cendres) sont rapportés au tableau 23.

Durant cette période d'étude (1970-1979), la teneur en F de la ration alimentaire du bétail oscillait entre 35 et 53 ppm F (moy./an), souvent supérieure à la norme québécoise de 40 ppm F. Il appert que l'ingestion de ce fourrage contaminé a provoqué une fluorose dentaire sévère chez une bonne partie des jeunes animaux. Par ailleurs, de 1977 à 1979, la moyenne des fluorures ingérés a diminué et Suttie (1980) note une décroissance de la fluorose dentaire.

TABLEAU 23. TENEUR EN FLUORURES DANS LE SQUELETTE DES BESTIAUX DE LA FERME MISTOOK, ALMA, QUÉBEC

ANNÉE	TENEUR EN F (ppm F)
1970	4820
1971	5650
1972	4760
1973	6000
1974	5920
1975	4960
1976	4840
1977	3340
1978	3780
1979	3170

Source: Suttie, 1980.

L'ingestion de 40 ppm F sur 33 mois doit entraîner une accumulation de 5000 ppm F[1] dans les vertèbres réduites en cendres. Les données du tableau 23 sont en conformité avec cette assertion et révèlent clairement le phénomène de bioaccumulation des fluorures entre les producteurs (fourrage 40 ppm F) et les consommateurs primaires (herbivores 5000 ppm F). Une légère ostéofluorose fut même détectée dans le troupeau; cette ostéofluorose est similaire à celle d'un troupeau laitier nourri à une teneur de 49 ppm F (Suttie, 1980).

D'autre part, aucun effet négatif ne fut observé sur la grosseur, la reproduction ainsi que sur l'incidence des boiteries des animaux élevés à la ferme Mistook (Suttie, 1980).

[1]Maplesden et al. (1978) déclarent que des lésions au squelette des bestiaux ne surviennent guère à des niveaux de fluorures inférieurs à 4000 ppm dans les os. Shupe (1960) suggère aussi 4000 ppm de fluorures dans les os comme seuil critique (in Obel and Ern, 1971). De son côté, Suttie et al. (1978) considère qu'un niveau au-dessous de 4500 ppm dans les os s'avère inoffensif.

C'est à la fin des années 1940 qu'on observa pour la première fois, dans la région de Saguenay - Lac Saint-Jean, des anomalies dans les troupeaux laitiers, particulièrement des boitements et des pertes de rendement (UPA, 1985, tome 3). Pour les producteurs, il s'ensuivit des pertes réelles puisque les animaux perdaient leurs dents et ne pouvaient plus manger. Selon l'Union des producteurs agricoles, Alcan n'a jamais voulu admettre les dommages causés aux troupeaux; elle reconnaissait toutefois une certaine dévalorisation de ceux-ci. Au début des années 1950, l'on constata que les animaux les plus affectés se trouvaient dans un rayon de 6 à 8 km des usines, alors que les symptômes de fluorose dentaire diminuaient graduellement jusqu'à disparaître totalement à une distance de 25 km de celles-ci. C'est à cette époque que l'UPA commença à présenter des réclamations à Alcan. Un indice tenant compte de l'âge, du nombre et de la valeur des animaux fut élaboré à partir d'un troupeau de référence (le troupeau de Georges Jean); ce troupeau servait de point de comparaison dans l'évaluation des dommages. Selon l'UPA, c'était la seule façon de procéder puisqu'Alcan n'acceptait pas l'assertion à l'effet qu'il y avait perte de lait chez les troupeaux. Cette façon de faire fonctionna jusqu'en 1976-1977. Puis, une nouvelle formule de compensation fut mise en place. Il fut alors convenu qu'à un certain seuil de l'évolution de la maladie, évalué en fonction de l'état de la dentition, l'animal serait marqué, puis éliminé du troupeau et que la Société d'électrolyse et de chimie Alcan en payerait la valeur de remplacement, c'est-à-dire le prix estimé sur le marché moins la valeur à l'abattoir.

De 1951 à 1973, Alcan a ainsi versé à 319 agriculteurs du Saguenay - Lac Saint-Jean, des compensations totalisant près de trois millions de dollars pour des vaches affectées par les émissions fluorurées. En 1977-1978, une nouvelle somme de 225 000 $ fut versée après le diagnostic d'une intoxication de plus de 3000 têtes de bétail. Le dernier montant versé par

Alcan fut de 29 645 $ couvrant les années 1982-1984. Selon l'UPA, il y a maintenant plus de dix ans qu'Alcan veut clore ce dossier; l'Union des producteurs agricoles s'y oppose toutefois, du fait que les producteurs auraient encore en leur possession des bestiaux qui auraient été affectés dans le passé.

La diminution des réclamations s'expliquerait par la chute des émissions fluorurées, particulièrement avec l'entrée en service en 1973 de nouveaux épurateurs, et également par une diminution radicale du nombre de producteurs agricoles en périphérie des alumineries. Ainsi, dans les années 1950, la Société d'électrolyse et de chimie Alcan commença à racheter les fermes laitières dans les zones les plus affectées. Celle-ci prenait alors une servitude et laissait au producteur l'usufruit de sa ferme. Comme il ne pouvait plus rien réclamer à la multinationale et qu'il était dans l'impossibilité de garder un troupeau sain, il abandonnait alors sa ferme. Plusieurs de celles-ci disparurent au profit du développement domiciliaire ou industriel (tome 3).

En ce qui concerne une éventuelle baisse de la production laitière dans les régions soumises aux émissions fluorurées, la polémique persiste. Pour la Société d'électrolyse et de chimie Alcan, les données recueillies par Suttie (1980) à la ferme Mistook démontrent qu'il est possible de maintenir un troupeau laitier à un niveau normal de production même si le fourrage contient plus de 40 ppm F. Mais à la lumière d'une nouvelle compilation de ces mêmes données, le Conseil constate plutôt qu'il y aurait une décroissance de la production laitière quand les fluorures augmentent dans le fourrage. De leur côté, Krook et Maylin (1982) notent également une décroissance de la production laitière autour de l'aluminerie de Massena, New York. Dans le même ordre d'idée, Jones et Ouellet (1983) rapportent que des observations, effectuées sur certains troupeaux laitiers, à environ 5 km au nord de l'alu-

minerie d'Alma, montrent des teneurs en F atteignant 0,075 mg/l de F dans le lait, soit des teneurs trois fois supérieures à celles du lait de troupeaux témoins (0,025 mg/l de F). Pour l'avenir, le Conseil est d'avis que des experts du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec devront se pencher sur cette question.

Au niveau de la faune indigène (mammifères, oiseaux, poissons, insectes...), aucune étude n'a été effectuée au Québec. Il n'est donc fait aucune mention de cas d'intoxication reliés aux fluorures pour l'ensemble du territoire québécois. Toutefois, l'expérience des cas canadiens (section 4.2.3) nous indique que les quantités de fluorures déversées dans le milieu par les alumineries, particulièrement avant 1979, date d'entrée en vigueur du règlement québécois, ont certainement eu un impact négatif sur la faune indigène.

Par ailleurs, même en l'absence de toute intoxication par les fluorures, la faune est affectée par la perturbation de l'habitat si la végétation s'en trouve modifiée. Il semble donc que les émissions fluorurées sont un facteur de stress supplémentaire pour la faune en général. Par exemple, à Bécancour, les abeilles seront probablement fortement perturbées dans le parc industriel et aux alentours (André Marsan & Associés, 1982b).

5.3.4 Sol

L'information concernant les effets des retombées de fluorures sur la chimie et la biologie des sols est quasi inexistante au Québec. Selon les représentants d'Alcan, les fluorures qui atteignent le sol se combinent avec du calcium pour former un composé stable non toxique: le fluorure de calcium. De plus, il n'y aurait pas de contamination de la nappe phréatique (tome 3). Cependant, étant donné les quantités considérables de

fluorures rejetées et qui continuent à l'être autour des alumineries, le Conseil croit que des études spécifiques portant sur l'évolution des fluorures à l'intérieur des sols, leur stockage et leur impact sur le pédofaune doivent être entreprises.

Aussi, l'exposition de certains sols aux précipitations acides risque d'augmenter la solubilité des fluorures. Cette éventualité devra être prise en compte dans un futur programme de recherche.

5.3.5 Biens matériels

À l'étude des cas canadiens, nous avons appris que les fluorures occasionnent des dommages aux vitres des voitures et des maisons de même qu'à la peinture des véhicules stationnés à proximité des usines. Le Québec ne fait pas exception. En effet, des dommages sont rapportés au moins jusqu'à 1,5 km de l'aluminerie de Baie-Comeau (tome 3); à Jonquière, les gens en sont venus à accepter comme "normal", les dommages occasionnés à leurs propriétés (Ouellet, 1985); à Shawinigan, Pellissier (1973) mentionne que les vitres sont rendues opaques. Ces quelques exemples valent sans doute pour tous les autres territoires contaminés par les fluorures et peuvent servir d'indicateurs de la qualité de l'environnement au voisinage des usines.

5.3.6 Écosystème

Malgré le fait que le Québec soit un leader en matière de production d'aluminium, il existe bien peu de recherches fondamentales sur la présence et l'évolution des fluorures dans les écosystèmes québécois. Il apparaît que les échantillonnages et les rapports ont porté davantage sur les sources d'émis-

sions que sur le milieu récepteur. Aussi, nous ne connaissons pratiquement rien sur la faune indigène, sur la situation au niveau des sols de même que sur la vie en milieu aquatique. En définitive, la vision écosystémique présentée au chapitre précédent (section 4.2.5) reste appropriée pour la présente section.

Certaines recherches québécoises méritent néanmoins des mentions. Ainsi, une contribution scientifique intéressante a trait aux travaux sur les lichens (Leblanc et al., 1972), menés dans le but de développer un indice de pureté atmosphérique autour du complexe de Jonquière. Réalisés sur le terrain en 1969 et 1970, les résultats démontraient une pollution sur un rayon de 15 km au NE de l'usine. Cette recherche ne fut pas reprise depuis. Pour sa part, Suttie (1977, 1980) a étudié pendant dix ans l'épineux problème de l'ingestion des fluorures par les bestiaux. Ses expériences se déroulaient à la ferme Mistook, à quelques kilomètres de l'aluminerie d'Alma. Celles-ci firent évoluer le dossier de façon concluante pour divers paramètres et démontrèrent la possibilité de maintenir une ferme laitière dans une région polluée lorsque le remplacement des bêtes est rapide et que la pollution environnementale diminue graduellement. Un autre aspect négligé par les chercheurs étrangers concerne l'état du milieu hivernal pendant quatre à cinq mois au Québec. Nous devons à Ouellet et Jones (1983) un premier essai (20 mars 1978) sur la qualité de la neige au Saguenay - Lac Saint-Jean. Ceux-ci constatèrent que les fluorures industriels sont dispersés sur une superficie de forme elliptique de 300 000 hectares (3000 km^2), soit pratiquement toute la partie habitée à l'est du lac Saint-Jean. Ces résultats reçurent beaucoup de publicité et alertèrent la population; ils sont sans doute à l'origine même des présentes requêtes des citoyens auprès du Conseil consultatif. Cet inventaire fut repris en 1984, soit après l'achè-

vement du programme d'assainissement de l'air; cette seconde fois, Ouellet(1986, sous presse) trouve des valeurs au-dessus du niveau national (0,05 ppm) qui n'excèdent pas 50 km^2 autour de chacune des trois alumineries.

CHAPITRE 6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les fluorures suscitent de nombreuses craintes depuis plusieurs années et demeurent encore controversés en dépit des multiples travaux scientifiques. Il en va ainsi tant pour les fluorures reliés à la fluoruration de l'eau de consommation, que pour ceux émis dans certains milieux de travail et même ceux émis dans l'environnement, en particulier par les alumineries. Par cet avis, le Conseil a décidé de s'attarder davantage sur ce dernier aspect.

À son grand étonnement, les organismes gouvernementaux et les représentants du monde industriel qu'il a dû consulter, avant même d'amorcer son enquête en 1984, ne voyaient plus les fluorures comme suspects contrairement à la population du Saguenay - Lac Saint-Jean qui avait alerté le Conseil. Ceux-là allaient même jusqu'à avancer que d'autres contaminants leur posaient plus de problèmes tels que les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA) et les biphényles polychlorés (BPC).

Toutes les rencontres préalables de consultation que le Conseil a eues ne lui ont pas permis de vérifier adéquatement si le dossier des émissions industrielles de fluorures au Québec pouvait être clos. Aucune synthèse, bilan et évaluation des efforts consentis pour assainir les industries d'aluminium ne lui furent remis ou portés à sa connaissance. Il existe bien sûr de volumineuses études d'impact concernant l'implantation de nouvelles alumineries après 1980, mais celles-ci restent plutôt spécifiques à un projet en devenir. Le Conseil connaît aussi l'étude élaborée par Bundock et al., en 1979, de même que le rapport produit pour le Bureau d'études sur les substances toxiques (Goyer, 1980); les informations et les inquiétudes véhiculées dans ces documents surviennent un peu avant ou au début de la modernisation des industries. Celle-ci s'est amorcée avec l'adoption en novembre 1979 du "Règlement relatif à la qualité de l'atmosphère" et elle s'est poursuivie avec le "Règlement sur les déchets dangereux", paru en juin 1985. N'ayant aucune preuve formelle qui puisse lui permettre de se faire un jugement d'ensemble de la situation et de conseiller adéquatement le ministre de l'Environnement, le Conseil a décidé d'élaborer sa propre synthèse du dossier. Pour cela, il a dû glaner di-

verses informations parfois disparates, incomplètes ou peu ordonnées auprès des gouvernements et des compagnies afin d'achever son avis. Il s'est aussi beaucoup inspiré des quatre commissions d'enquête canadiennes qui se sont tenues sur le sujet.

Depuis le début de la production d'aluminium au Québec et même de phosphore élémentaire, le Conseil réalise que le public a lui aussi été très peu informé des risques encourus par la proximité de telles unités de production. Parfois, quelques bribes d'information lui ont été communiquées, jetant la consternation, ou d'autres plus contradictoires, semant la controverse. Le présent avis désirait combler ces lacunes en tentant de cerner le plus possible la réalité québécoise en matière d'émissions de fluorures industrielles et répondre ainsi à une demande formelle de la part d'organismes environnementaux du Saguenay - Lac Saint-Jean.

Dans l'ensemble, hormis la participation du public et l'évaluation environnementale, le Conseil est maintenant plus à même de constater qu'un grand pas a été réalisé depuis une décennie selon un processus de planification et d'intervention, somme toute fort articulé. Il lui semble, en effet, que les six premières étapes données ci-après ont été dûment franchies. Toutefois, ce processus devrait se poursuivre jusqu'à l'étape de **l'évaluation environnementale** afin de progresser à nouveau normalement.

Au niveau de la programmation et de la mise en oeuvre, beaucoup d'énergies et d'argent ont donc été investis dans le dossier des fluorures d'origine industrielle. Le dossier a même si fortement progressé qu'il était devenu plus que nécessaire de procéder à une évaluation environnementale de manière à tirer pleinement avantage des efforts consentis et des résultats acquis. Il est évident que les résultats de cette évaluation entraîneront une nouvelle décision politique. Dans cette optique, le Conseil désire soumettre au ministre de l'Environnement, le présent avis qui constitue une première synthèse, accompagnée d'une série de recommandations portant sur la santé publique, l'air, la végétation et la neige, les effluents, les déchets/résidus, l'utilisation du sol, la recherche et la participation du public, susceptibles de contribuer à l'amorce d'une approche plus intégrée en matière d'assainissement industriel.

6.1 Santé publique

Le Conseil

recommande qu'à tous les cinq ans, une vérification des apports totaux de fluorures dans la diète de la population québécoise soit effectuée;

recommande de ne pas fluorurer l'eau de consommation dans un territoire municipal où se situe une aluminerie ou toute autre usine émettrice de fluorures dans l'environnement;

recommande de procéder à un examen médical d'ordre préventif pour les populations humaines vivant dans un rayon d'environ 2 km d'une usine émettrice de fluorures en grandes quantités;

recommande d'intervenir auprès du ministère fédéral de la Santé et du Bien-être social afin que des études se poursuivent auprès des habitants de la réserve amérindienne de Saint-Régis, pour lesquels l'étude médicale de Selikoff (1983) a décelé des taux de fluorures (F^-) élevés dans le sang.

6.2 Air ambiant et émissions atmosphériques

Le Conseil

recommande d'adopter comme objectifs d'air ambiant extérieur pour le Québec, ceux préconisés par Environnement Canada en 1976;

recommande de maintenir les stations d'échantillonnages existantes et d'en améliorer leur fiabilité;

recommande de mettre sur pied un programme de mesures d'air ambiant extérieur pour toutes les alumineries existantes ainsi que pour les industries émettrices de fluorures en grandes quantités;

recommande de mesurer régulièrement les émissions atmosphériques des alumineries de Baie-Comeau, Alma et Melocheville afin de s'assurer du respect de la réglementation;

recommande que le Ministère vérifie par des mesures appropriées, la qualité de fonctionnement des nouveaux fours de cuissons d'anodes à Jonquière et La Baie de même que de la nouvelle usine de fluorures au complexe de Jonquière;

recommande que la norme d'émissions atmosphériques de 2,5 kg F/t Al soit mise en application en 1988 pour les alumineries construites avant 1979;

recommande que les mesures d'émissions atmosphériques et d'air ambiant extérieur soient mises sur un fichier informatique de manière à en faciliter la consultation et l'analyse.

6.3 Végétation et neige

Le Conseil

recommande que la norme actuelle dans le fourrage de 40 ppm comme moyenne annuelle/an soit abaissée à 35 ppm;

recommande que le Ministère mesure occasionnellement les teneurs dans le fourrage en sus de celles que doivent fournir régulièrement les compagnies émettrices de fluorures;

recommande d'effectuer en hiver, des échantillons de neige aux mêmes endroits où l'on prélève des échantillons de fourrage en été, en vue de fixer une norme de fluorures pour le milieu récepteur hivernal.

6.4 Effluents

Le Conseil

recommande que les critères rattachés aux usages de la récréation et de la baignade (1,0 mg F/l) et du plein usage (0,23 mg F/l) soient revus puisque bon nombre d'objectifs d'assainissement et de calculs, telles les charges souhaitables dans les cours d'eau récepteurs et admissibles (tolérables) dans l'effluent industriel, reposent sur leur acceptation;

recommande que les charges tolérables de fluorures pour les milieux récepteurs soient calculées pour l'ensemble des alumineries et mises en application dans les meilleurs délais;

recommande que le traitement à la chaux des eaux usées de l'aluminerie de Shawinigan soit modifié de manière à en diminuer les niveaux de contamination;

recommande que les effluents de l'usine de phosphore élémentaire de la compagnie ERCO (Varennes) soient traités de manière à réduire les émissions de fluorures à des concentrations acceptables pour le milieu récepteur.

6.5 Déchets et résidus

Le Conseil

recommande que le Ministère fasse en sorte que les compagnies productrices d'aluminium se concertent afin de trouver une solution à long terme à la disposition des brasques et à leur recyclage;

recommande que le Ministère procède à la caractérisation des contaminants contenus dans tous les déchets générés par les alumineries afin d'en arriver notamment à l'établissement de bilan de masse des fluorures par usine et par complexe industriel;

recommande que le Ministère poursuive une surveillance et un contrôle des fuites des bassins de sédimentation et qu'il cherche à diminuer au minimum les contaminants susceptibles d'être déposés dans les bassins;

recommande que le Ministère prenne des mesures afin que des corrections soient apportées au bassin de sédimentation de l'aluminerie de Shawinigan de manière à ce que le trop plein ne se déverse dans le Saint-Maurice.

6.6 Utilisation du sol

Le Conseil

recommande que l'établissement ou l'agrandissement d'une aluminerie fasse l'objet d'audiences publiques;

recommande que le développement résidentiel à proximité des usines émettrices de contaminants telles que les alumineries soit fortement limité;

recommande de zoner les terrains industriels requis par une aluminerie en y prévoyant l'établissement durable d'une "parcelle écologique" qui puisse refléter le fonctionnement global de l'usine et s'intégrer à un monitorage plus particulier (air ambiant, émissions atmosphériques, fourrage, neige).

6.7 Recherche

Le Conseil

recommande de développer une méthode d'analyse intégrant les différents paramètres reliés à la performance environnementale d'une aluminerie;

recommande d'effectuer des recherches autour des anciennes alumineries sur les concentrations de fluorures dans le sol, au niveau de la nappe phréatique et des eaux souterraines;

recommande de vérifier la présence de fluorures organiques dans le fourrage prélevé autour des alumineries;

recommande de mesurer l'impact des fluorures au niveau de la section faiblement saumâtre de l'estuaire du Saguenay;

recommande d'utiliser les lichens à Jonquière pour vérifier si les baisses des concentrations enregistrées dans le fourrage, depuis 1974, y sont aussi marquées dans la végétation indigène;

recommande d'étudier les moyens de réduire l'impact environnemental des émissions de fluorures du complexe de Jonquière en deçà du niveau régional immédiat;

recommande que le ministre de l'Environnement conseille son collègue de l'Enseignement supérieur et de la Science afin qu'il stimule la recherche universitaire à propos des contaminants, dont les fluorures, émis par les alumineries;

recommande que le ministre de l'Environnement conseille son collègue de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation pour qu'il surveille l'impact des fluorures sur les cheptels laitiers existant près des alumineries.

6.8 Participation du public

Le Conseil

recommande que le ministre de l'Environnement recherche la participation du public en matière d'assainissement industriel tel que celui entrepris par les alumineries pour les fluorures et bon nombre d'autres contaminants non étudiés dans cet avis;

recommande que le ministre de l'Environnement favorise la mise en place au Saguenay - Lac Saint-Jean d'un comité mixte (citoyens, ministère de l'Environnement, compagnies, municipalités) afin de poursuivre l'évaluation environnementale de cette région.

CHAPITRE 7. RÉFÉRENCES

7. RÉFÉRENCES

AGRICULTURE CANADA, 1976. Cattle Fluorosis - Cornwall Island - Investigation Carried Out in 1976. Ottawa, Health of Animals Branch, prepared by O.W. Kelton, 17 p.

ALCAN SURVEILLANCE COMMITTEE, 1979. Environmental Effects of Emissions from the Alcan Smelter at Kitimat, B.C. Ministry of Environment, Province of British Columbia, 151 p.

ANDRÉ MARSAN & ASSOCIÉS Inc., 1977. Étude d'impact sur l'environnement, rapport final, nouveau complexe d'électrolyse Alcan (Grande-Baie). Montréal, vol. 1, 179 p.

ANDRÉ MARSAN & ASSOCIÉS, 1982a. Étude des répercussions environnementales, Laterrière, Québec. Montréal, vol. 2 - Annexe A, Contrat n^{o} 36365-1610, 84 p.

ANDRÉ MARSAN & ASSOCIÉS, 1982b. Étude des répercussions environnementales, Groupe Pechiney Ugine Kuhlmann, Projet d'aluminerie Bécancour, Québec. Montréal. vol. 1 - rapport de synthèse, contrat n^{o} 04670-03-10, 263 p.

ANONYME, 1977. Rapport d'échantillonnage des eaux usées industrielles, Les industries Erco limitée, Varennes, Québec. Gouvernement du Canada et gouvernement du Québec, Rapport n^{o}: CE-3R-78, Environnement Canada et Service de protection de l'environnement du Québec, 13 p.

ARCHER, D.P., V.L. GUREKAS and F.M.M. WHITE, 1975. Urinary Fluoride Excretion in Schoolchildren Exposed to Fluoride Air Pollution: A Pilot Study. Can. J. Public Health, 66: 407-410.

ASSELIN, R.D., 1981. Modèle de dispersion du fluorure gazeux, 28 mai 1981. Société canadienne de métaux Reynolds limitée, Baie-Comeau, 15 p. (non publié).

BALGORD, W.D., 1978. Recycling of Potlining in the Primary Aluminium Industry: Opportunities for Technical Improvements. Tech. Paper Presented at the Sixth Mineral Waste Utilization Symposium, Chicago, Illinois, 32 p.

BARNARD, W.R. and D.K. NORDSTROM, 1982. Fluoride in Precipitation II. Implication for the Geochemical Cycling of Fluoride. Atmos. Environ., 16 (1): 105-111.

BEAUCHAMP, A., 1984. Entrevue. RND, revue Notre-Dame, 10: 52-56.

BELLEMARE, M. et I. GIROUX, 1978. Les fluorures et l'environnement humain. Min. Aff. sociales, Québec, 52 p.

BÉRUBÉ, B., 1984. Recommandations de normes d'effluents pour la Société d'électrolyse et de Chimie Alcan ltée, Usine de Jonquière. Ministère de l'Environnement, Québec, 20 p. (Rapp. non publié).

BOULANGER, G., 1981. Rapport d'échantillonnage de sources fixes effectué les 22, 23 et 24 septembre 1981 à la compagnie, les industries ERCO ltée, Varennes. Min. Environnement du Québec, Québec, 13 p.

BOURBON, P. et al., 1971. Conséquences d'une pollution fluorée de faible importance dans une vallée de montagne. Tribune du Cebedeau, 24 (327): 62-66.

BUMBACO, M.J., J.H. SHELTON and I.D. RIDGEN, 1983. Ambiant Air Levels of Fluorides at Cornwall Island, Ontario, April 15 - October 15, 1982. Service de protection de l'environnement, Environnement Canada, 82 p.

BUNDOCK, J.B. et coll., 1979. Les fluorures, la fluoruration et la qualité de l'environnement. Min. Environnement du Québec, Québec, 209 p.

BUREAU D'ÉTUDE SUR LES SUBSTANCES TOXIQUES, 1980. Fluorures. Min. Environnement du Québec, Québec, BEST - 21, 38 p.

CALL. R.A. et al., 1965. Histological Acid Chemical Studies in Man on Effects of Fluoride. Publ. Health Report 80: 528-538.

CANADA, 1970. Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique. S.R.C. chap. 47.

CANADA, 1976. Objectifs préconisés pour l'acide fluorhydrique dans l'air ambiant. Environnement Canada, Gazette du Canada, Section I.

CANADIAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (CPHA), 1978. Final Report, Task Force on Fluoride. Long Harbour, Newfoundland, 147 p.

CARSON, R., 1962. Le printemps silencieux. Plon, Paris.

CHANG, C.W., 1975. Fluorides. in Response of Plants to Air Pollution. MUDD, J.B. and T.T. KOZLOWKI, (Ed.). Academic Press, New York: 57-95.

CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT, 1975. Conséquences écologiques de la fluoruration de l'eau au Québec. Min. Environnement du Québec, Québec, 37 p.

CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT, 1976. Projet d'une deuxième zone industrielle à Saint-Augustin et à Neuville. Min. Environnement, Québec, tome 1, 90 p.

CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT, 1977. Rapport annuel 1976-1977. Min. Environnement, Québec, 64 p.

CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT, 1984. Etude sur les fluorures d'origine industrielle: présentation de quatre cas canadiens. Tome 2. Min. Environnement du Québec, Québec (sous presse).

COURT, J.D. and L.M. FERRARI, 1982. Comparaison of Air Emission Control Limits with Performance in Modern Aluminium Smelters. in Fluoride Emissions, Academic Press Australia: 3-19.

DAJOZ, R., 1971. Précis d'écologie. Dunod, Paris, 433 p.

DAVISON, A.W., 1983. Uptake, Transport and Accumulation of Soil and Airborne Fluorides by Vegetation. in Fluorides Effects on Vegetation Animals and Humans. Paragon Press Inc., Salt Lake City, Utah: 61-82.

DEBACKERE, M. and F.T. DELBEKE, 1978. Fluoride Pollution Caused by a Brickworks in the Flewish Countryside of Belgium. Intern. J. Environ. Studies, 11: 245-252.

DENIZEAU, J., 1980. Programme d'assainissement de l'air, cible 1979-1980, région de Beauharnois, problématique et recherche de solutions. Min. Environnement du Québec, Québec, 71 p.

DESROSIERS, R., 1981. Étude et cartographie d'un secteur forestier affecté par la pollution atmosphérique. Mémoire de fin d'études, Faculté de foresterie et de géodésie, Université Laval, Québec, 45 p.

EMERSON, R.N. and R.G. PEARSON, 1981. Investigation of Fluoride Effects on Vegetation and Soil in the Vicinity of the Reynolds Metal Company (RMC) Massena, New York, 1980. Phytotoxicology Section, Ministry of the Environment, Ontario, 17 p. Rapport inédit.

ENVIRONMENT CANADA, 1976. National Inventory of Sources and Emissions of Fluoride (1972). Service de protection de l'environnement, Ottawa, Internal Report APCD 75-7, 31 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA), 1979. Primary Aluminium: Guidelines for Control of Fluoride Emissions from Existing Primary Aluminium Plants. North Carolina. No. 450/2-78-049b.

FINKLEA, J.H. et al., 1975. Pollutant Burdens in Humans: a Measure of Environmental Quality; in THOMAS, W.A. (ed.). Indicators of Environmental Quality. Plenum/Rosetta, Chicago: 83-91.

FLETCHER, R.H., 1970. Kitimat Pollution Control By-law. Pulp and Paper Magazine of Canada, 71 (7): 78-90.

FLÜHLER, H., J. POLOMSKI and P. BLASER, 1982. Retention and Movement of Fluoride in Soils. J. Environ. Qual., 11 (3): 461-468.

FRIAR, S. and B. COUPAL, 1985. The Use of the BLP Model in Siting Alumina Reduction Plants. 78th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Detroit, June 16-21, 10 p.

GARREC, J.P. et R. PLEBIN, 1984. Accumulation du fluor dans les vers de terre vivant dans des sols contaminés. Environmental Pollution, (Series B) 7: 97-105.

GILPIN, L. and A.H. JOHNSON, 1980. Fluorine in Agricultural Soils of Southeastern Pennsylvania. Soil Sci. Soc. Am. J., 44: 255-258.

GORDON, C.C. and P.E. TOURANGEAU, 1977. The impact of Fluoride on Farmlands of Buckeystown, Maryland, Caused by the Eastalco Aluminium Smelter. Section II: A Study of Fluoride Accumulation in Vegetation Collected in the Vicinity of the Eastalco Aluminium Plant, October 1976. Dept. Botany, Univ. of Montana, pp. 42-73.

GOUIN, D. et D. MALO, 1977. Étude de la qualité générale de l'eau. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Service de protection de l'environnement du Québec, Québec, rapp. tech. no 11, 398 p.

GOUIN, D., 1984. La détermination des objectifs de traitement dans un projet d'assainissement. Sciences et techniques de l'eau, 17 (4): 383-388.

GOULET, M. et M. FRIGON, 1980. Les fluorures dans les eaux des rivières du Québec méridional (1978-1979). Min. Environnement du Québec. Service de la qualité des eaux, n^{0} 80-29, 48 p.

GOYER, N., 1980. Vue d'ensemble sur les substances toxiques - fluorures. Min. Environnement du Québec, BEST, 21, 38 p.

GROTH, E., III, 1975. Fluoride Pollution. Environment, 17 (3): 29-38.

HALL, G.E., W.C. WINEGARD and A. MCKINNEY, 1968: Report of the Committee Appointed to Inquire into and Report upon the Pollution of Air, Soil, and Water in the Townships of Dunn, Moulton, and Sherbrooke, Haldimand County. Ministère de la Santé, Ontario, 355 p.

HAMELIN, L.E., 1968. Le Québec nordique. Ed. du Renouveau Pédagogique, Montréal, 32 p.

HARVEY, P., 1984. Quantité totale des fluorures émis dans l'atmosphère par les alumineries québécoises depuis 1940. in litteris, ministère de l'Environnement, Québec, Direction générale de l'amélioration et de la restauration des milieux atmosphériques et terrestres.

HILL, A.C. and M.R. PACK, 1983. Effects of Atmospheric Fluoride on Plant Growth. in Shupe, J.L. et al., Vegetation, Animals and Humans. Paragon Press Inc., Salt Lake City, Utah: 105-113.

HOCKING, M.B., D. HOCKING and T.A. SMYTH, 1980. Fluoride Dispersion Processes about an Industrial Point Source in a Forested Coastal Zone. Water, Air and Soil Pollution, 14: 133-157.

HODGE, H.C., 1983. Fluoride Intoxication in Humans. in Fluorides, Effects on Vegetation, Animals and Humans. Paragon Press Inc., Salt Lake City, Utah: 183-188.

HODGE, H.C. and F.A. SMITH, 1977. Occupational Fluoride Exposure. J. Occ. Med., 19: 12-39.

INTERNATIONAL PRIMARY ALUMINIUM INSTITUTE (IPAI), 1981. Environmental Legislation Survey. London, 115 p.

KARSTAD, L., 1967. Fluorosis in Deer (Odoceileus virginianus). Bull. Wildl. Dis. Assoc., 3: 42-46.

KAY, C.E., 1974. An Inquiry into the Distribution of Fluoride in the Environment of Garrison, Montana. Fluoride, 7: 7-30.

KAY, C.E., P.C. TOURANGEAU and C.C. GORDON, 1975. Industrial Fluorosis in Wild Mule and Whitetail Deer from Western Montana. Fluoride, 8: 182-191.

KIELBACK, A.W. and E.W. CRAMPTON, 1967. Progress by the Aluminium Company of Canada Limited, in Air Pollution Control. in Pollution and Environment, Background Paper B18-11, vol. 2, Ottawa.

KROOK, L. and G.A. MAYLIN, 1979. Industrial Fluoride Pollution, Chronic Fluoride Poisoning in Cornwall Island Cattle. The Cornell Veterinarian, vol. 69, supplement 8, 70 p.

LABRIE, D., 1977. Rapport sur la qualité de l'air à Jonquière (secteur Arvida) 1973-1976. Services de protection de l'environnement du Québec, Québec, 130 p.

LAVERGNE, J., 1975. Rapport sur la qualité de l'air à Shawinigan, année 1974. Services de protection de l'environnement du Québec, Québec, 46 p.

LEBLANC, F., G. COMEAU et D.M. ROA, 1971. Fluoride Injury Symptoms in Epiphytic Lichen and Mosses. Can. J. Bot., 49: 1691-1698.

LEBLANC, F., D.N. ROA et G. COMEAU, 1972. Indices of Atmospheric Purity and Fluoride Pollution Pattern in Arvida Quebec. Can. J. Bot., 50: 991-998.

LEVERETT, D.H., 1982. Fluorides and the Changing Prevalence of Dental Caries. Science, 217: 26-30.

MARIER, J.R. and D. ROSE, 1971. Environmental Fluoride. Conseil national de recherches du Canada, Ottawa, publ. n° 12226, 32 p.

MARIER, J.R., 1977. Some Current Aspects of Environmental Fluoride. The Science of the Total Environment, 8: 253-265.

MAYLIN, G.A. and L. KROOK, 1982. Milk Production of Cows Exposed to Industrial Fluoride Pollution. J. Toxicology and Environmental Health, 10: 473-478.

McCUNE, D.C., 1969. Fluoride Criteria for Vegetation Reflect the Diversity of Plant Kingdom. Environmental Science Technology, 3 (8): 727-735.

MORISSONEAU, C., 1980. Le Québec, synthèse géographique. in Annuaire du Québec 1979-1980, Bureau Statistique du Québec: 34-51.

MURRAY, F., 1981a. Effects of Fluorides on Plant Communities Around an Aluminium Smelter. Environmental Pollution (Series A) 24: 45-56.

MURRAY, F., 1981b. Fluoride Cycles in a Estuarine Ecosystem. The Science of the Total Environment, 17 (1981). Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 223-241 p.

MURRAY, F., 1983. Fluoride Retention by Sandy Soils. Water, Air, and Soil Pollution, 20: 361-367.

MURRAY, F., 1984. Fluoride Retention in Highly Leached Disturbed Soils. Environmental Pollution (Series B), 7: 83-95.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 1971. Fluorides, Biologic Effects of Atmospheric Pollutants. Washington, D.C., 295 p.

NEWMAN, J.R. and M. YU, 1976. Fluorosis in Black Tailed Deer. J. Wildl. Dis., 12: 39-41.

NEWMAN, J.R. and J.J. MURPHY, 1979. Effects of Industrial Fluoride on Black Tailed Deer (Preliminary Report). Fluoride, 12: 129-135.

NEWMAN, J.R., 1984. Fluoride Standards and Predictive Wildlife Effects. Fluoride, 17 (1): 41-47.

OBEL, A. and K. ERNE, 1971. Bovine Fluorosis in Sweden. Acta Vet. Scand. 12: 164-184.

OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH ADMINISTRATION, 1971. Occupational Safety and Health Standards; National Consensus Standards and Established Federal Standards. Federal Register, 36: 105, Saturday, May 29, 10604-5 p.

ONTARIO, MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, 1977. Investigation of Fluoride Effects on Vegetation - Cornwall Island 1969-1976. Phytotoxicology Section, for Presentation at the International Joint Commission Hearing, June 28-29, Massena, New York, 11 p.

ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, 1982. Investigation of Fluoride Effects on Vegetation in the Vicinity of the Reynolds Metals Company Massena, New York - 1981. Phytotoxicology Section, Air Resources Branch, 10 p.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUE, 1973. Air Pollution by Fluoride Compounds from Primary Aluminium Smelting. Direction de l'Environnement, Paris, France.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 1970. Fluorides and Human Health. Genève, 364 p.

OUELLET, M., 1979. Géochimie et granulométrie des sédiments superficiels du lac Saint-Jean et de la rivière Saguenay. INRS-Eau, rapport scientifique n^{o} 104, 209 p., 3 annexes.

OUELLET, M., 1985. Aluminium Smelters. The Canadian Energy - Environment Connection. Environmental Studies Unit., Univ. Waikato, New Zealand, 10: 6-16.

OUELLET, M., 1986. Reduction of Airbone Fluoride Emissions from Canadian Aluminium Smelters as Revealed by Snow Chemistry. Manuscrit soumis au Journ. of Env. Pollution.

OUELLET, M. et H.G. JONES, 1983. Les fluorures dans l'environnement. INRS-Eau. Rapport interne nº 87, 34 p.

O'CONNOR, J.A. and D.C. HORSMAN, 1982. Fluoride Levels in Vegetation and Ambiant Air in the Portland (Victoria) Area. in Fluoride Emissions, Academic Press Australia: 77-91.

PARADIS, C., 1980. Dommages à la végétation arborescente causés par des fluorures gazeux, à Beauharnois. Min. Énergie et Ressources, Québec, (note de service 1980-09-11).

PELLISIER, M., 1973. La pollution atmosphérique et ses effets sur la végétation. Services de protection de l'environnement du Québec et Université du Québec à Trois-Rivières, 40 p.

PETERS, R.A., 1973. Organic Fluorides in Plants. Fluoride, 6 (3): 189-194.

POISSON, R.S., 1984. Les fluorures rejetés à l'atmosphère par les alumineries du Québec. Min. Environnement du Québec, Direction générale de l'amélioration et de la restauration des milieux atmosphérique et terrestre, Québec, 27 p.

POLOMSKI, J., FLÜHLER, H. and P. BLASER, 1982. Accumulation of Airborne Fluoride in Soils. J. Environ. Qual., 11 (3): 457-460.

POWELL, R.J. and L.M. WHARTON, 1982. Development of the Canadian Clean Air Act. J. Air Pollution Control Association, 32 (1): 62-65.

QUÉBEC, 1972. Loi sur la qualité de l'environnement. L.R.Q., c. Q-2.

QUÉBEC, 1979. Règlement 20 sur la qualité de l'atmosphère. R.R.Q., c. Q-2, r. 20.

QUÉBEC, 1985. Règlements sur les déchets dangereux. Gazette officielle du Québec, partie 2. 26 juin, 117 (28): 3235-3266.

RAMADE, F., 1978. Éléments d'écologie appliquée. McGraw Hill, Paris, 576 p.

RAMADE, F., 1979. Écotoxicologie. Masson, coll. d'écologie nº 9, 2e éd., Paris, 228 p.

RIVERIN, M. et Y. VALIQUETTE, 1978. Étude de la qualité des eaux usées de la compagnie la Société canadienne des métaux Reynolds limitée. Services de protection de l'environnement du Québec, 1171-7386 et Environnement Canada 4780-24-37 R/105, 48 p.

ROSE, D. et J.R. MARIER, 1979. Le fluorure dans l'environnement, 1977. Conseil national de recherches du Canada, Ottawa, 175 p.

ROY, J.A., 1979. Politiques et priorités du gouvernement du Québec pour l'assainissement de l'air. Services de protection de l'environnement, texte présenté au deuxième colloque canadien des affaires gouvernementales, Ottawa, 24 septembre 1979, 18 p.

RYDZEWSKA, A., et al., 1982. Evaluation of Exposure to Fluoride and its Compounds on Children Living in the Area of Aluminium Plants. Fluoride, 15 (1): 21-24.

SELIKOFF, I.J., E.C. HAMMOND and S.M. LEVIN, 1983. Environmental Contaminants and the Health of the People of the St. Regis Reserve. Vol. 1: Fluoride - Medical Survey Findings. Mount Sinai School of Medecine, Univ. New York, 362 p.

S.E.P.A. ENR., 1981. Évaluation des dommages physiques et pécuniers causés aux pins, sapins, épinettes et mélèzes par le fluor gazeux en 1981. Service d'évaluation des parterres et des arbres, 660 Robitaille, Saint-Lambert, Québec, 3 p.

SHUPE, J.L. 1969. Levels of Toxicity to Animals Provide Sound Basis for Fluoride Standards. Environmental Science & Technology, 3 (8): 721-726.

SHUPE, J.L. and A.E. OLSON, 1983. Clinical and Pathological Aspects of Fluoride Toxicosis in Animals. in Fluoride Effects on Vegetation, Animals and Humans. Paragon Press Inc., Salt Lake City, Utah: 319-338.

SIDHU, S.S. and B.A. ROBERTS, 1975. Damage to Vegetation in the Vicinity of a Phosphorus Plant, Long Harbour, Newfoundland. Can. For. Ser. Bimonthly Res. Notes, Environment Canada, 31: 41-42.

SIDHU, S.S. and B.A. ROBERTS, 1976. Progression of Fluoride Damage to Vegetation from 1973 to 1975 in the Vicinity of a Phosphorus Plant, Can. For. Ser. Bi-mon. Res. Notes, 32: 29-31.

SIDHU, S.S., 1978a. Patterns of Fluoride Accumulation in Forest Species as Related to Symptoms and Defoliation. Canadian Forestry Service, for Presentation at the 71st Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Houston, Texas, 16 p.

SIDHU, S.S., 1978b. Fluoride in Berries from Fluoride Contaminated and Control Areas, Newfoundland Forest Research Center, St. John's, Newfoundland, Information Report, N-X-164, 15 p.

SIDHU, S.S., 1979. Fluoride Levels in Air, Vegetation and Soil in the Vicinity of a Phosphorus Plant. APCA Journal, 29 (10):

SIDHU, S.S., 1981. Results of Air Monitoring from 1976 to 1980 in the Vicinity of a Phosphorus Plant, Long Harbour, Newfoundland. Can. For. Serv., Environment Canada, Information Report N-X-203, 55 p.

SIDHU, S.S., 1982. Fluoride Deposition through Precipitation and Leaf Litter in a Boreal Forest in the Vicinity of a Phosphorus Plant. The Science of the Total Environment, 23: 205-214.

SINGMASTER AND BREYER, 1973. Air Pollution Control in the Primary Aluminium Industry. Report to the U.S. EPA, Research Triangle Park, North Carolina, Contrat nº CPA, 70-21.

SMITH, F.A. and A.C. HODGE, 1979. Airborne Fluoride and Man: Part I. Critical Reviews in Environmental Control, 8 (4): 293-371.

SMITH, F.A., 1983. Overview of Fluorides in Everyday Life. in Fluorides, Effects on Vegetation, Animals and Humans. Paragon Press Inc., Salt Lake City, Utah: 7-20.

STERN, A.C., 1982. History of Air Pollution Legislation in the United States. J. Air Poll. Control Ass., 32 (1): 44-61.

SUTTIE, J.W., 1969. Air Quality Standards for the Protection of Farm Animals from Fluorides, APCA Journal, 19: 239-242.

SUTTIE, J.W., 1977. Effects of Fluoride on Livestock. J. Occupational Medecine, 19 (1): 40-48.

SUTTIE, J.W., 1980. Performance of a Dairy Cattle Herd in Close Proximity to an Industrial Fluoride-Emitting Source. Congrès annuel de APCA, Montréal, Juin, 23 p.

THÉBERGE, S., 1984a. La Baie des Ha! Ha! rapport technique. Min. Environnement du Québec, Service de l'étude du milieu aquatique, Québec, EMA84, 21 p.

THÉBERGE, S., 1984b. Directives environnementales préliminaires pour l'aluminerie Reynolds à Baie-Comeau. Min. Environnement du Québec, Service de l'étude du milieu aquatique, Québec, EMA84, 12 p.

THÉBERGE, S., 1984c. Directives environnementales sur le projet de l'Alcan à Laterrière, site alternatif. Min. Environnement du Québec, Direction de l'assainissement des eaux, Service de l'étude du milieu aquatique, Québec, EMA84, 56 p.

THOMAS, M.D., 1961. Effects of Air Pollution on Plants. in, Air Pollution. WHO Monograph Series No. 46. World Health Organization, Genève: 233-278.

THOMPSON, R.J., T.B. McMUELLEN and G.B. MORGAN, 1971. Fluoride Concentrations in Ambiant Air. J. Air Pollut. Control Assoc., 21: 484-487.

TOURANGEAU, P.C., C.C. GORDON and C.E. CARLSON, 1977. Fluoride Emissions of Coal Fired Power Plants and their Impact upon Plant and Animal Species. Fluoride, 10: 46-62.

UNEP, 1981. Environmental Aspects of Aluminium Smelting, a Technical Review. United Nations Environment Program, Paris, vol. 3.

WEINSTEIN, L., 1975. Vegetation in the Vicinity of the Reynolds Metals Alumina Reduction Plant, Baie-Comeau, Québec - Conclusions. 9 p. (non publié).

WEINSTEIN, L., 1977. Fluoride and Plant Life. J. Occupational Medicine, 19 (1): 49-78.

WEINSTEIN, L., 1978. Survey of Vegetation in the Vicinity of the Alcan Alumina Reduction Smelter at Beauharnois, Québec - Conclusions, 8 p. (non publié).

WEINSTEIN, L., 1978b. Survey of Vegetation in the Vicinity of the Alcan Alumina Reduction Plant, Shawinigan, Québec, 10 p. (non publié).

WEINSTEIN, L., 1982a, Survey of Vegetation in the Vicinity of the Alcan Alumina Reduction Plant, Shawinigan, Québec - Conclusions, 8 p. (non publié).

WEINSTEIN, L., 1982b. Survey of Vegetation in the Vicinity of the Reynolds Metals Alumina Reduction Smelter, Baie-Comeau, Québec - Conclusions, 11 p. (non publié).

WEINSTEIN, L., 1982c. Survey of Vegetation in the Vicinity of the Alcan Alumina Reduction Smelter at Beauharnois, Québec - Conclusions, 9 p. (non publié).

WEINSTEIN, L., 1983. Effects of Fluorides on Plants and Plant Communities an Overview. in Fluorides, Effects on Vegetation, Animals and Humans. Paragon Press Inc., Salt Lake City, Utah: 53-60.

WRIGHT, D.A., A.W. DAVISON and M.S. JOHNSON, 1978. Fluoride Accumulation by Long-Tailed Field Mice (Apodemus sylvaticus L.) and Field Voles (Microtus agrestis L.) from Polluted Environments. Environ. Pollut., 17: 303-310.

APPENDICE 1

SUSCEPTIBILITÉS RELATIVES AUX FLUORURES ATMOSPHÉRIQUES POUR 118 ESPÈCES VÉGÉTALES PRÉSENTES AU QUÉBEC

	SENSIBLE	INTERMÉDIAIRE	RÉSISTANT
Amaranthe réfléchie (*Amaranthus retroflexus* L.)	X		
Arctostaphyle raisin d'ours (*Arctostaphylos Uva-ursi* (L.) Spreng.)			X
Asperge (*Asparagus officinalis* L.)			X
Aster (*Aster sp.*)		X	
Aulne (*Alnus sp.*)			X
Avoine (*Avena sativa* L.)		X	
Bardane (*Arctium sp.*)			X
Blé (*Triticum aestivum* L.)		X	
Bleuets (*Vaccinium sp.*)	X		
Bouleau blanc, bouleau pleureur (*Betula papyrifera* Marsh., *Betula pendula* Roth)			X
Buxus (*Buxus sempervirens* L.)		X	
Carotte (*Daucus carota* L.)			X
Cèdre (*Thuja sp.*)			X
Céleri (*Apium graveolens* L.)			X
Cerise (*Prunus avium* L.)		X	
Cerise à grappes (*Prunus virginiana* L.)		X	
Chêne (*Quercus sp.*)			X
Chénopode blanc (*Chenopodium album* L.)		X	
Chèvrefeuille (*Lonicera sp.*)			X
Chou (*Brassica oleracea* L. var. *capitata* L.)			X
Chou-fleur (*Brassica oleracea* L. var. *botrytis* L.)			X
Concombre (*Cucumis sativus* L.)			X
Cornouiller du Canada (*Cornus canadensis* L.)			X
Cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera* Michx.)			X

	SENSIBLE	INTERMÉDIAIRE	RÉSISTANT
Cotoneaster (*Cotoneaster sp.*)			X
Courge (*Cucurbita sp.*)			X
Dahlia (*Dahlia sp.*)			X
Digitaire sanguine (*Digitaria sanguinalis* (L.) Scop.)	X		
Épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium* L.)		X	
Épinard (*Spinacia oleracea* L.)		X	
*Épinette bleue du Colorado (*Picea pungens* Engelm., cv. *glauca*)	X		
*Épinette noire, (*Picea mariana* (Mill) BSP.)	X		
*Épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss)	X		
Épine-vinette (*Berberis thunbergi* L.)			X
Érable argenté (*Acer saccharinum* L.)		X	
Érable à Giguère (*Acer negundo* L.)	X		
Érable à sucre (*Acer saccharum* L.)		X	
Érable de norvège (*Acer platanoides* L.)		X	
Érable rouge (*Acer rubrum* L.)		X	
Févier à trois épines (*Gleditsia triacanthos* L. var. *inermis* Willd.)			X
Forsythia (*Forsythia sp.*)		X	
Fraisier (*Fragaria sp.*)			X
Framboisier (*Rubus idaeus* L.)			X
Frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh)		X	
Gadellier (*Ribes sp.*)			X
Genévrier de Virginie (*Juniperus virginiana* L.)			X
Géranium (*Pelargonium sp.*)		X	
Ginkgo (*Ginkgo biloba* L.)		X	

	SENSIBLE	INTERMÉDIAIRE	RÉSISTANT
Glaïeul (*Gladiolus sp.*)	X		
Haricot (*Phaseolus vulgaris ..*)			X
Herbe à poux (*Ambrosia sp.*)		X	
If (*Taxus sp.*)		X	
Impatiente (*Impatiens sp.*)		X	
Ivraie vivace (*Lolium perenne L.*)			X
Kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia L.*)	X		
Lilas (*Syringa vulgaris L.*)		X	
Luzerne (*Medicago sativa L.*)			X
Maïs (*Zea mays L.*)		X	
Maïs sucré (*Zea mays L.*)	X		
Marguerite (*Chrysanthemum leucanthemum L.*)			X
Millepertuis perforé (*Hypericum perforatum L.*)	X		
Morelle noire (*Solanum nigrum L.*)			X
Narcisse (*Narcissus sp.*)		X	
Oeillet d'Inde (*Tagetes sp.*)			X
Orme d'Amérique (*Ulmus americana L.*)			X
Orme chinois (*Ulmus parvifolia L.*)			X
Orge (jeune plant) (*Hordeum vulgare L.*)	X		
Orge (à maturité) (*Hordeum vulgare L.*)		X	
Orpin (*Sedum sp.*)			X
Passerose (*Althea rosea Cav.*)			X
Perce-neige (*Galanthus nivalis L.*)	X		
Pervenche mineure (*Vinca minor L.*)			X
Petites poires (*Amelanchier sp.*)		X	
Peuplier blanc (*Populus alba L.*)			X

	SENSIBLE	INTERMÉDIAIRE	RÉSISTANT
Peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.)			X
Peuplier de lombardie (*Populus nigra* L. cv. *italica* Du Roi)			X
*Pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.)	X		
Pin blanc (*Pinus strobus* L.)	X		
Pin mugho (*Pinus mugho* Turra)	X		
Pin gris (*Pinus divaricata* (Aiton) Dumont)		X	
*Pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.)	X		
Pivoine (*Paeonia* sp.)		X	
Plantain (*Plantago* sp.)			X
Pois (*Pisum sativum* L.)			X
Pomme (*Pyrus Malus* Mill.)		X	
Pomme de terre (*Solanum tuberosum* L.)			X
Potentille frutescente (*Potentilla fruticosa* L.)			X
Pourpier (*Portulaca oleracea* L.)			X
Renouées (*Polygonum* sp.)		X	
Rhododendron du Canada (*Rhododendron canadense* (L.) Torrey)		X	
Robinier faux-acacia (*Robinia Pseudo-Acacia* L.)			X
Ronces (*Rubus* sp.)			X
Rosier (*Rosa* sp.)		X	
Rumex (*Rumex* sp.)			X
Sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.)		X	
Saule laurier (*Salix pentandra* L.)			X
Saule pleureur (*Salix babylonica* L.)			X
Seigle (*Secale cereale* L.)		X	
Soleil (*Helianthus annuus* L.)			X
Sorbier européen (*Sorbus aucuparia* (L.) Gaertner)		X	

	SENSIBLE	INTERMÉDIAIRE	RÉSISTANT
Spirée de Van Houtte (*Spiraea vanhouttei* Zabel)			X
Stellaire moyenne (*Stellaria media* (L.) Cyrillo)		X	
Sureau (*Sambucus sp.*)			X
Symphorine blanche (*Symphoricarpus albus* (L.) Blake)			X
Tabac (*Nicotiana tabacum* L.)			X
Tilleul d'amérique (*Tilia americana* L.)		X	
Tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.)		X	
*Tremble (*Populus tremuloides* Michx.)	X		
Trèfle blanc (*Trifolium repens* L.)		X	
Tulipe (*Tulipa gesneriana* L.)	X		
Verge d'or (*Solidago sp.*)		X	
Vigne vierge (*Pathenocissus quinquefolia* Planch.)			X
Vinaigrier (*Rhus typhina* L.)		X	
Violette (*Viola sp.*)		X	
Weigela (*Weigela florida* (Sieb. & Zucc.) A. DC.)			X

Source: Adopté de Weinstein (1977).

* La classification de ces plantes provient de Labrie (1977).

LISTE DES PUBLICATIONS PARUES AU

CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT

1. RAPPORTS ANNUELS du Conseil consultatif de l'environnement pour 1973-74, 1974-75, 1975-76, 1976-77, 1977-78, 1978-79, 1979-80, 1980-81, 1981-82, 1982-83, 1983-84, 1984-85 et 1985-86.

2. RAPPORT SUR LE TRACÉ HYDRO-ÉLECTRIQUE CHENIER-CHÂTEAUGUAY, 13 août 1975, 208 p. (ÉPUISÉ).

3. RAPPORT SUR LES CONSÉQUENCES ÉCOLOGIQUES DE LA FLUORURATION DE L'EAU, 14 août 1975. 37 p.

4. RAPPORT DU CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT AU MINISTRE DE L'ENVIRONNEMENT SUR LE PROJET DE RÉAMÉNAGEMENT DE LA RUE GASPÉ, BROMONT, QUÉBEC, 19 novembre 1975. 99 p.

5. PROJET D'UNE DEUXIÈME ZONE INDUSTRIELLE À SAINT-AUGUSTIN ET À NEUVILLE, 25 mai 1976. 2 tomes, 436 p.

6. AMÉNAGEMENT DES BERGES DE LACS ET DE RIVIÈRES, 30 juin 1976. 205 p.

7. LOCALISATION DES CORRIDORS DE TRANSPORT, 29 juillet 1976. 213 p.

8. IMPACT ENVIRONNEMENTAL DU PROJET ADICO, BAIE SAINT-FRANÇOIS, VALLEYFIELD, 29 octobre 1976. 2 tomes, 566 p.

9. AUDIENCES SUR LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DU PROJET DE DÉVELOPPEMENT DE LA BAIE JAMES, 31 mars 1977. 2 tomes, 678 p. (ÉPUISÉ)

10. APERÇU SUR LE RECYCLAGE DU PAPIER AU QUÉBEC, 9 septembre 1977. 76 p.

11. IMPLICATIONS ENVIRONNEMENTALES ET SÉCURITAIRES DE L'USINE LA PRADE, 15 décembre 1977. 142 p. (ÉPUISÉ)

12. AUDIENCES SUR LES IMPLICATIONS ENVIRONNEMENTALES DU PROJET MINÉRALO-PORTUAIRE (ÎLES-DE-LA-MADELEINE), 26 juin 1978. 3 tomes, 1250 p.

13. COMMENTAIRES SUR LE PROJET DE RÈGLEMENT RELATIF AUX EXPLOITATIONS DE PRODUCTION ANIMALE, 28 juin 1978. 82 p.

14. COMMENTAIRES SUR LE PROJET D'AMENDEMENTS À LA LOI DE LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT (PROJET DE LOI 69), 29 août 1978. 44 p.

15. AVIS SUITE À LA REQUÊTE D'AUDIENCES PUBLIQUES POUR LA PROTECTION DU BOISÉ DES FRANCISCAINES (COLLINE PARLEMENTAIRE, QUÉBEC), 20 septembre 1978. 57 p.

16. COMMENTAIRES SUR LE PROJET DE RÈGLEMENT CONCERNANT LA CONSTRUCTION DES INSTALLATIONS SEPTIQUES POUR RÉSIDENCES ISOLÉES, 16 octobre 1978. 89 p.

17. AVIS COMPLÉMENTAIRE SUR LE RECYCLAGE DU PAPIER AU QUÉBEC, 10 novembre 1978. 4 p.

18. COMMENTAIRES DES ARTICLES 80, 100 et 111 DU PROJET DE LOI 90 RELATIF À LA PROTECTION DU TERRITOIRE AGRICOLE, 13 décembre 1978. 7 p.

19. EXPLOITATION DES ALGUES MARINES DANS LE GOLFE SAINT-LAURENT, 15 décembre 1978. 84 p.

20. COMMENTAIRES SUR LE PROJET DE LOI 125 (LOI SUR L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE), 17avril 1979. 13 p.

21. L'USAGE DU TABAC DANS LES ENDROITS PUBLICS ET LA PROTECTION DES NON-FUMEURS, 30 mai 1979. 337 p.

22. AVIS SUR LE PROJET DE RÈGLEMENT GÉNÉRAL RELATIF À L'ÉVALUATION ET L'EXAMEN DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT, 17 juillet 1979. 85 p.

23. PROPOSITION D'UNE POLITIQUE SUR LES ESPACES NATURELS AU QUÉBEC, 26 septembre 1979. 189 p.

24. AVIS SUR LE PROJET DE CRÉATION DU MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 23 octobre 1979. 24 p.

25. RÉTROSPECTIVE DU MERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT QUÉBÉCOIS ET PROPOSITION D'ACTIONS, 10 décembre 1979. 126 p.

26. PROBLÉMATIQUE SUR LES ESPACES VERTS NATURELS AU QUÉBEC, octobre 1979. 112 p.

27. L'UTILISATION DES MARAIS SALÉS DU SAINT-LAURENT ENTRE LA POCATIÈRE ET L'ISLE-VERTE, 11 décembre 1979. 5 p.

28. PARCS PROVINCIAUX DE RÉCRÉATION ET PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, 16 janvier 1980. 9 p.

29. MIEUX CONNAÎTRE LES ESPACES VERTS, janvier 1980. 338 p.

30. PROPOSITION D'UN CONTRÔLE DES PESTICIDES AU QUÉBEC, 15 juillet 1980. 101 p.

31. PROPOSITION D'UNE POLITIQUE GÉNÉRALE SUR LA RÉCUPÉRATION ET LE RECYCLAGE DES DÉCHETS AU QUÉBEC, 4 février 1981. 76 p.

32. AVIS SUR LA PERTINENCE DES CONSEILS RÉGIONAUX DE L'ENVIRONNEMENT, 12 février 1981. 144 p.

33. AVIS COMPLÉMENTAIRE SUR LE RÈGLEMENT GÉNÉRAL RELATIF À L'ÉVALUATION ET À L'EXAMEN DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT, 23 septembre 1981. 41 p.

34. BIOMASSE, ÉNERGIE ET ENVIRONNEMENT, 8 octobre 1981. 131 p.

35. AVIS CONCERNANT UN CONTRÔLE DES EMBARCATIONS MOTORISÉES SUR LES LACS DU QUÉBEC, 15 octobre 1981. 2 tomes. 354 p.

36. AVIS SUR LE PROJET DE POLITIQUE DE PRÉVENTION PRÉPARÉ PAR LE COMITÉ DE PRÉVENTION DU MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 6 janvier 1982. 45 p.

37. PROPOSITION PRÉLIMINAIRE D'UNE POLITIQUE SUR LES BATTURES DU QUÉBEC, 30 avril 1982. 74 p.

38. AVIS SUR LE PROJET DE LOI NO 55 INTITULÉ "LOI MODIFIANT LA LOI SUR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT ET D'AUTRES DISPOSITIONS LÉGISLATIVES", 9 juin 1982. 46 p.

39. POLITIQUE D'ENCADREMENT FORESTIER DES LACS ET COURS D'EAU DU QUÉBEC, 13 décembre 1982. 195 p.

40. AVIS SUR LE PROJET DE RÈGLEMENT RELATIF AUX EAUX DESTINÉES À LA CONSOMMATION HUMAINE, 11 novembre 1982. 38 p.

41. LES USINES MUNICIPALES D'ÉPURATION DES EAUX USÉES, LEURS ÉMISSAIRES AUX COURS D'EAU ET LE CAS DE LA COMMUNAUTÉ URBAINE DE MONTRÉAL, 16 mars 1983. 218 p.

42. BASE D'UNE POLITIQUE DE CONSERVATION POUR LE LITTORAL DU QUÉBEC, 21 février 1984. 2 tomes. 404 p.

43. ÉTUDE SOMMAIRE DES EMPIÉTEMENTS SUR LE LITTORAL QUÉBÉCOIS, 1981. 113 p.

44. AVIS CONCERNANT LE PROJET DE RÈGLEMENT SUR LE DOMAINE HYDRIQUE, 18 juin 1984. 19 p.

45. COLLOQUE DU CONSEIL CONSULTATIF DE L'ENVIRONNEMENT SUR LE BILAN ET LA PROSPECTIVE ENVIRONNEMENTALE QUÉBÉCOISE, 28 avril 1984. 228 p.

46. AVIS RELATIF À DEUX PROJETS DE RÈGLEMENTS EN VUE NOTAMMENT DE COMBATTRE LES PRÉCIPITATIONS ACIDES, 25 septembre 1984. 74 p.

47. AVIS SUR LA PROTECTION DES TERRES ALLUVIALES DU LAC SAINT-PIERRE, 24 octobre 1984. 40 p.

48. AVIS CONCERNANT LES PROJETS DE RÈGLEMENTS RELATIFS AUX DÉCHETS DANGEREUX, 24 janvier 1985. 47 p.

49. AVIS COMPLÉMENTAIRE SUR LA PROTECTION DES TERRES ALLUVIALES DU LAC SAINT-PIERRE, 21 juin 1985. 75 p.